MARCELO MENDES DE CASTRO

MODELAÇÃO MATEMÁTICA DE LAGOS E RESERVATÓRIOS
CASO DO RESERVATÓRIO BILLINGS

São Paulo
2010

MARCELO MENDES DE CASTRO

MODELAÇÃO MATEMÁTICA DE LAGOS E RESERVATÓRIOS
CASO DO RESERVATÓRIO BILLINGS

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para a obtenção do título de
Mestre em Engenharia Civil

São Paulo
2010

MARCELO MENDES DE CASTRO

MODELAÇÃO MATEMÁTICA DE LAGOS E RESERVATÓRIOS
CASO DO RESERVATÓRIO BILLINGS

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para a obtenção do título de
Mestre em Engenharia Civil

Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica

Orientador: Prof. Dr. José Rodolfo
Scarati Martins

São Paulo
2010

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 31 de maio de 2010.

Assinatura do autor _____

Assinatura do orientador _____

FICHA CATALOGRÁFICA

Castro, Marcelo Mendes de
Modelação matemática de lagos e reservatórios: caso do
Reservatório Billings / M.M. de Castro. -- ed.rev. -- São Paulo,
2010.

226 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade
de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitá-
ria.

1. Qualidade da água 2. Modelos matemáticos 3. Hidrodinâ-
mica dos lagos 4. Reservatórios I. Universidade de São Paulo.
Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e
Sanitária II. t.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha família

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. José Rodolfo Scarati Martins, pela orientação e pelo constante estímulo transmitido durante todo o trabalho.

Aos professores Mario Thadeu Leme de Barros e Monica Ferreira do Amaral Porto por possibilitarem a participação do autor no Projeto QAPB

Aos meus familiares pelo afeto e compreensão.

Ao IPH-UFRGS pelo fornecimento do modelo IPH-ECO e, em particular, ao Dr. Carlos Ruberto Fragoso Júnior pela colaboração, disposição e paciência na elaboração da parte experimental deste trabalho.

Aos engenheiros Luiz Fernando Orsini Yazaki, Rosa Helena Martins, Ludmilson Abrita Mendes, Lucas Calandrino, à economista Camila Borges e a todos os membros da equipe do Projeto QAPB que colaboraram direta ou indiretamente com esse trabalho.

À Maria Cristina Santana Pereira pela elaboração das figuras georreferenciadas.

Ao IAG pelo fornecimento dos dados meteorológicos.

À EMAE e à ANEEL pelas informações relativas ao sistema Pinheiros-Billings e ao tratamento de flotação.

As pequenas oportunidades são,
freqüentemente, o início de grandes
empreendimentos

(Desmótenes)

RESUMO

Modelos numéricos são importantes ferramentas para avaliação do comportamento de corpos hídricos, notadamente com relação ao decaimento e mistura de constituintes ao longo do tempo. Neste trabalho apresenta-se o método empregado para adaptação e aplicação de um modelo matemático hidrodinâmico 2DH para simulação de variáveis de qualidade das águas a reservatórios rasos ou polimíticos. A descrição do desenvolvimento do modelo empregado (IPH-ECO), do processo de análise das condições do reservatório, seleção de dado intervenientes, discretização espacial e temporal, definição das condições de contorno hidrológicas e de aporte de cargas poluentes, bem como a definição espacial dos pontos de controle para aferição e validação são discutidos. São apresentados os resultados da resposta do modelo aplicado ao Reservatório Billings, em São Paulo.

Palavras-chave: Qualidade da água, modelos matemáticos, hidrodinâmica dos lagos, reservatórios.

ABSTRACT

Numerical models are strong tools to evaluate the fate of pollutants in lakes and reservoirs under transient conditions. This article brings the steps employed for preparation and implementation of a hydrodynamic 2DH model to simulate water quality variables in shallow or polymitic lakes. Description of the adaptation and implementation of IPH-ECO model process, compiling and setting of the hydrological and constituent loadings, spatial and temporal discretization and selection of control points are demonstrated and discussed. Some results of model calibration for Billings Reservoir, Sao Paulo, Brazil, are also presented.

Keywords: Water quality, mathematical models, lake hydrodynamics, reservoirs.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Diagrama Unifilar do Sistema Pinheiros-Billings (FCTH, 2009).	33
Figura 2 - Localização dos Pontos de Monitoramento (FCTH, 2009).....	34
Figura 3 - Proliferação de algas no Reservatório Billings (fotógrafo: Prof. José Rodolfo Scarati Martins)	37
Figura 4 - Primeira fase da evolução histórica da modelação da qualidade da água (adaptado de CHAPRA, 1997)	41
Figura 5 - Segunda fase da evolução histórica da modelação da qualidade da água (adaptado de CHAPRA, 1997)	42
Figura 6 - Terceira fase da evolução histórica da modelação da qualidade da água (adaptado de CHAPRA, 1997)	43
Figura 7 - Quarta fase da evolução histórica da modelação da qualidade da água (adaptado de CHAPRA, 1997)	44
Figura 8 - Custo <i>versus</i> grau de tratamento para o tratamento de efluentes municipal (adaptado de CHAPRA, 1997)	46
Figura 9 - Esquemas de segmentação típicos usados para lagos naturais e artificiais (adaptado de CHAPRA, 1997)	52
Figura 10 - Esquema dos elementos integrantes das equações de movimento (FRAGOSO, 2005)	56
Figura 11 - Malha utilizada na discretização espacial, assim como a posição de avaliação das variáveis no esquema de diferenças finitas adotado (FULFORD, 2003)	64
Figura 12 - Representação esquemática do modelo (FRAGOSO, 2005).....	75
Figura 13 - Representação simplificada das interações envolvendo as variáveis de prognóstico (elipse dupla), as variáveis de diagnóstico (elipse simples), as variáveis modeladas indiretamente (elipse tracejada) e os processos (retângulos). (WEIA <i>et al.</i> , 2004 <i>apud</i> FRAGOSO, 2005).....	82
Figura 14 - Vazões médias anuais bombeadas por Pedreira entre 1983 e 2007.....	91
Figura 15 - Braços e Pontos de Interesse no Reservatório Billings.....	97
Figura 16 - Classes de enquadramento do corpo hídrico do Reservatório Billings. ...	98
Figura 17 - Delimitação e identificação das principais sub-bacias da represa Billings (FCTH, 2009).	99

Figura 18 - Imagem CBERS 2007 com o limite da bacia do Reservatório Billings (FCTH, 2009).....	100
Figura 19 - Modelo Digital do Terreno (batimetria) e Imagem CBERS 2007 (FCTH, 2009).....	101
Figura 20 - Modelo Digital do Terreno (Batimetria) (FCTH, 2009)	102
Figura 21 - Pontos monitorados na represa Billings, os quais são comparados com os valores simulados.	112
Figura 22 - Localização das forçantes de contorno no reservatório, descritas na Tabela 7.....	116
Figura 23 - Batimetria do sistema Billings apresentada na malha 100 x 100 m.....	118
Figura 24- Curva Cota x Área x Volume do reservatório Billings para a malha 100 x 100 m.....	118
Figura 25 - Variação horária da umidade relativa do ar.....	121
Figura 26 - Variação horária da temperatura do ar.....	121
Figura 27 - Variação da evaporação (mm/dia).....	122
Figura 28 - Variação da pluviometria (mm/dia).	122
Figura 29 - Variação da Radiação média diária (W/m^2).....	123
Figura 30 - Variação horária da velocidade dos ventos.....	123
Figura 31 - Rosa dos ventos (% do tempo que venta em determinada direção). ...	124
Figura 32 - Volumes afluentes por Pedreira.	125
Figura 33 - Vazões médias horárias bombeadas em Pedreira no período de interesse.	126
Figura 34 - Vazões médias diárias bombeadas em Pedreira no período de interesse.	126
Figura 35 - Vazões médias mensais bombeadas em Pedreira no período de interesse.	127
Figura 36 - Vazões médias anuais bombeadas em Pedreira no período de 1980 a 2007.....	127
Figura 37 - Vazões médias diárias efluentes pelo braço do Taquacetuba no período de interesse.	128
Figura 38 - Vazões médias mensais efluentes pelo braço do Taquacetuba no período de interesse.	129
Figura 39 - Vazões médias diárias efluentes pela Barragem Reguladora Billings-Pedras para o período de interesse.....	129

Figura 40 - Vazões médias mensais efluentes pela Barragem Reguladora Billings-Pedras para o período de interesse.	130
Figura 41 - Vazões naturais médias diárias nas sub-bacias no período de interesse, expressas em ($\text{m}^3/(\text{s.km}^2)$).	134
Figura 42 - Vazões naturais médias mensais nas sub-bacias, no período de interesse, expressas em ($\text{m}^3/(\text{s.km}^2)$).	134
Figura 43 - Comparação da vazão afluyente pelas sub-bacias e a precipitação.	135
Figura 44 - Concentrações médias diárias de OD em Pedreira, obtidas a partir da sonda da CETESB (ponto PINH04100) e vazões médias horárias no período.	137
Figura 45 - Concentrações médias diárias de DBO em Pedreira (rede básica de monitoramento da CETESB e do Projeto QAPB).	138
Figura 46 - Concentrações diárias de fósforo total em Pedreira (rede básica de monitoramento da CETESB e do Projeto QAPB).	138
Figura 47 - Concentrações diárias de nitrogênio total em Pedreira (rede básica de monitoramento da CETESB).	139
Figura 48 - Variação da temperatura da água em Pedreira obtida da sonda de monitoramento da CETESB (ponto PINH04100).	139
Figura 49 - Carga média mensal de fósforo total afluyente por Pedreira.	141
Figura 50 - Carga média mensal de nitrogênio total afluyente por Pedreira.	141
Figura 51 - Carga média mensal de DBO afluyente por Pedreira.	142
Figura 52 - Cargas difusas de fósforo total de tempo seco e de chuva para cada sub-bacia.	145
Figura 53 - Cargas difusas de nitrogênio total de tempo seco e de chuva para cada sub-bacia.	145
Figura 54 - Cargas difusas de DBOc de tempo seco e de chuva para cada sub-bacia.	146
Figura 55 - Cargas difusas médias diárias de fósforo total no período de interesse.	146
Figura 56 - Cargas difusas médias diárias de fósforo total, a cada mês, no período de interesse.	147
Figura 57 - Contribuição relativa de cargas difusas de fósforo afluentes ao compartimento de Pedreira no período para cada sub-bacia.	148
Figura 58 - Contribuição relativa de cargas difusas de nitrogênio afluentes ao compartimento de Pedreira no período para cada sub-bacia.	148

Figura 59 - Contribuição relativa de cargas difusas de fósforo afluentes ao compartimento de Pedreira no período para cada sub-bacia	149
Figura 60 - Concentrações de fósforo total na sub-bacia do Braço do Alvarenga no período de interesse	150
Figura 61 - Volumes e cargas afluentes ao reservatório: Resumo das situações com e sem flotação	156
Figura 62 - Volumes e cargas afluentes ao reservatório: Resumo da situação sem flotação	157
Figura 63 - Variação diária da cota do nível d'água no período de 31/1/1982 a 31/12/2007 (RN EPUSP)	161
Figura 64 - Histograma e curva de frequência acumulada das profundidades médias observadas	162
Figura 65 - Perfis de OD e Temperatura - Reservatório Billings em 2007	162
Figura 66 - Pontos onde foram coletados os dados (fonte: Google Earth, Set/2009)	163
Figura 67 - Localização relativa dos pontos de coleta e os do monitoramento QAPB (B1 a B6) (fonte: Google Earth, Set/2009)	164
Figura 68 - Detalhe da localização relativa dos pontos de coleta e os de monitoramento QAPB (fonte: Google Earth, Set/2009)	164
Figura 69 - Perfis de temperatura no Ponto 1, nos três horários	166
Figura 70 - Perfis de temperatura no Ponto 2, nos dois horários	167
Figura 71 - Perfis de temperatura no Ponto 3, nos três horários	168
Figura 72 - Perfis de massa específicas no Ponto 1, nos três horários	169
Figura 73 - Perfis de massa específicas no Ponto 2, nos dois horários	170
Figura 74 - Perfis de massa específicas no Ponto 3, nos três horários	171
Figura 75 - Temperatura média da água entre B1-B6 no reservatório Billings em 2007 e 2008	174
Figura 76 - Médias e desvios-padrão correspondentes da temperatura da água no reservatório Billings em 2007 e 2008	174
Figura 77 - Massa específica média da água entre B1 e B6 no reservatório Billings em 2007 e 2008	175
Figura 78 - Variação da temperatura ao longo do tempo nos pontos monitorados	177
Figura 79 - Variação da massa específica ao longo do tempo nos pontos monitorados	178

Figura 80 - Comparação dos valores observados e simulados de nível d'água em Pedreira.....	179
Figura 81 - Velocidades no reservatório Billings (sem vento).....	181
Figura 82 - Velocidades no reservatório Billings (sem vento) - Detalhe.	181
Figura 83 - Velocidades no reservatório Billings (com vento).....	182
Figura 84 - Velocidades no reservatório Billings (com vento) - Detalhe.	182
Figura 85 - Simulação da Temperatura (em °C) durante o período de calibração e validação do modelo.	184
Figura 86 - Simulação da Temperatura em (°C) durante o período de calibração e validação do modelo.	185
Figura 87 - Simulação de DBOc (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.	186
Figura 88 - Simulação de DBOc (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.	187
Figura 89 - Simulação de OD (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.....	188
Figura 90 - Simulação de OD (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.....	189
Figura 91 - Simulação de Fósforo Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.	190
Figura 92 - Simulação de Fósforo Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.	191
Figura 93 - Simulação de Nitrogênio Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.	192
Figura 94 - Simulação de Nitrogênio Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.	193
Figura 95 - Simulação de Clorofila-a (em µg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.	194
Figura 96 - Simulação de Clorofila-a (em µg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.	195
Figura 97 - Campo de Temperatura (em °C) durante o período de calibração e validação do modelo.	200
Figura 98 - Campo de Temperatura (em °C) durante o período de calibração e validação do modelo.	201

Figura 99 - Campo de DBOc (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.....	202
Figura 100 - Campo de DBOc (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.....	203
Figura 101 - Campo de OD (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.....	204
Figura 102 - Campo de OD (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.....	205
Figura 103 - Campo de Fósforo Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.....	206
Figura.104 - Campo de Fósforo Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.....	207
Figura 105 - Campo de Nitrogênio Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.....	208
Figura 106 - Campo de Nitrogênio Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.....	209
Figura 107 - Campo de Clorofila a (em µg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.....	210
Figura 108 - Campo de Clorofila a (em µg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.....	211
Figura 109 - Esquema representativo da construção dos cenários da primeira etapa do Projeto QAPB.	213

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação dos principais tipos de modelos de lagos.....	50
Tabela 2 - Termo de perdas e ganhos para as variáveis de estado consideradas. ..	82
Tabela 3 - População das sub-bacias do entorno do Reservatório Billings em 2006.	96
Tabela 4 - Áreas de Cada uma das Classes de Uso do Solo para as Sub-bacias do Entorno do Reservatório em 2000, valores em (km ²) (FCTH, 2009).....	103
Tabela 5 - Pontos de monitoramento da qualidade da água no reservatório Billings	111
Tabela 6 - Dados de entrada do modelo, frequências, fontes e períodos disponíveis.	114
Tabela 7 - Descrição das forçantes de contorno do sistema Billings.	116
Tabela 8 - Valores médios diários para o período de interesse.	128
Tabela 9 - Principais sub-bacias do Compartimento de Pedreira. Áreas expressas em km ²	133
Tabela 10 - Vazões naturais médias diárias no período de interesse para projeto.	133
Tabela 11 - Cargas afluentes ao reservatório por Pedreira no período de interesse	140
Tabela 12 - Cargas difusas mensais afluentes.....	144
Tabela 13 - Porcentagem de carga difusa que entra por cada sub-bacia para todo o período simulado (jul/2006 a dez/2007)	147
Tabela 14 - Faixa de valores de concentração para o esgoto doméstico (SCHUELER, 1997 <i>apud</i> IPH, 2008).....	151
Tabela 15 - Cargas afluentes por Pedreira e pelas sub-bacias no período de agosto de 2006 a julho de 2007	154
Tabela 16 - Cargas afluentes por Pedreira e pelas sub-bacias no período de agosto de 2006 a dezembro de 2006 (sem flotação)	155
Tabela 17 - Cargas afluentes por Pedreira e pelas sub-bacias no período de agosto de 2007 a dezembro de 2007 (com flotação)	155
Tabela 18 - Comparação das contribuições verificadas entre agosto e dezembro de 2006 e 2007	158

Tabela 19 - Valores máximos e mínimos obtidos nas campanhas estratigráficas de 2008.....	173
Tabela 20 - Valores assinalados para os parâmetros hidrodinâmicos.....	180
Tabela 21 - Valores assinalados para os parâmetros de qualidade da água (IPH, 2008).....	183
Tabela 22 - Erros médios relativos para a calibração	199
Tabela 23 - Resumo dos cenários simulados na primeira etapa do Projeto QAPB	216
Tabela 24 - Resumo dos cenários simulados na segunda etapa do Projeto QAPB	217
Tabela 25 - Resumo dos cenários simulados na terceira etapa do Projeto QAPB .	218

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
EMAE	Empresa Metropolitana de Águas e Energia
FCTH	Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica
Projeto QAPB	Projeto de Avaliação da Qualidade das Águas do Sistema Pinheiros-Billings em Função da Operação do Protótipo da Flotação
USAF	United States Airforce – Força Aérea dos Estados Unidos
USACE	United States Army Corps of Engineers – Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos
EPA	United States Environmental Protection Agency – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Light	São Paulo Light Improvements
SMA	Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo
APRM-B	Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Represa Billings
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
MDT	Modelo Digital de Terreno
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
IAG	Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo
BID	Banco Interamericano de Desenvolvimento
JICA	Japan International Cooperation Agency
PMSBC	Prefeitura Municipal de São Bernardo do Campo
USP	Universidade de São Paulo
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
CWR	Centre for Water Research – Centro de Pesquisas Aquáticas
RN EPUSP	Nível de Referência segundo a Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
FSP	Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	31
1.1	Introdução	31
1.2	Objetivos	35
1.3	Estrutura do Texto	38
2	MODELOS DE LAGOS E RESERVATÓRIOS	40
2.1	Histórico da Modelação da Qualidade da Água	40
2.2	Características dos Modelos de Lagos e Reservatórios	48
2.3	Equações Básicas	55
2.4	Modelos Hidrodinâmicos Bidimensionais	59
2.4.1	Esquemas de Diferenças Finitas	59
2.4.1.1	<i>Esquema Semi-Implícito de Leendertse (1967)</i>	<i>59</i>
2.4.1.2	<i>Esquema Semi-Implícito de Abbott (1968)</i>	<i>62</i>
2.4.1.3	<i>Esquema Semi-Implícito Casulli (1990).....</i>	<i>63</i>
2.5	Modelos de Qualidade	67
2.5.1	Esquemas de Diferenças Finitas	67
2.5.1.1	<i>Métodos Numéricos para Transporte Bidimensional Horizontal.....</i>	<i>71</i>
2.6	O Modelo Utilizado (IPH-ECO)	74
2.6.1	Equações Hidrodinâmicas	76
2.6.1.1	<i>Algoritmo de Secagem e Inundação.....</i>	<i>78</i>
2.6.1.2	<i>Incorporação de um Ponderador Temporal.....</i>	<i>78</i>
2.6.2	Equações Cinéticas	81
2.6.2.1	<i>Produção</i>	<i>83</i>
2.6.2.2	<i>Respiração, Mortalidade e Consumo</i>	<i>85</i>
2.6.2.3	<i>Sedimentação.....</i>	<i>86</i>
2.6.2.4	<i>Assimilação de Nutrientes pelo Fitoplâncton.....</i>	<i>86</i>

2.6.2.5	<i>Mineralização</i>	87
2.6.2.6	<i>Reaeração</i>	87
2.6.2.7	<i>Nitrificação</i>	88
3	O RESERVATÓRIO BILLINGS	89
3.1	Histórico	89
3.2	Descrição Atual do Reservatório Billings.....	92
3.3	A Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings	94
3.4	O Modelo MQUAL 2.0.....	104
3.5	Estudos Anteriores sobre Modelação Matemática no Reservatório Billings.....	106
4	CALIBRAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO DO RESERVATÓRIO BILLINGS	108
4.1	Dados de Entrada do Modelo	113
4.1.1	Condições de contorno	115
4.1.2	Morfologia do sistema	117
4.1.3	Passo de tempo	119
4.1.4	Dados meteorológicos	119
4.1.5	Vazões Afluentes	124
4.1.5.1	<i>Pedreira</i>	125
4.1.5.2	<i>Taquacetuba e Barragem Reguladora Billings-Pedras</i>	128
4.1.5.3	<i>Sub-bacias</i>	130
4.1.6	Cargas e concentrações	135
4.1.6.1	<i>Pedreira</i>	136
4.1.6.2	<i>Sub-bacias</i>	142
4.1.6.3	<i>Principais aportes de carga</i>	151
5	RESULTADOS	159
5.1	A Seleção do Modelo Matemático do Reservatório Billings	159

5.2	Calibração hidrodinâmica	179
5.3	Calibração de qualidade da água	183
6	APLICAÇÕES DO MODELO DESENVOLVIDO.....	212
7	CONCLUSÕES	219
7.1	Recomendações para Estudos Posteriores	221
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	223

1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1 Introdução

Modelos matemáticos utilizados para a simulação de corpos hídricos têm papel importante na gestão de recursos hídricos, pois permitem aumentar o entendimento da bacia através da soma dos impactos de todas as fontes sobre uma dada variável de qualidade da água, de modo que as fontes com maior impacto podem ser identificadas e classificadas (AZEVEDO, 2000; THOMANN, 1982, 1998 *apud* JESUS, 2006). Cenários alternativos podem ser avaliados por tais modelos para testar a influência de distintas estratégias de gestão ou do futuro crescimento de determinado setor econômico. Os modelos auxiliam também os gestores de recursos hídricos na tomada de decisão, que através da modelagem da bacia e dos corpos d'água, permitem simular vazões, cargas e os efeitos resultantes nos corpos d'água (JESUS, 2006).

O Reservatório Billings é um importante manancial da região metropolitana de São Paulo, caracterizado por ser um reservatório para múltiplos usos. Este é utilizado como fonte de água para abastecimento público, para geração de energia (através da usina Hidrelétrica Henry Borden) e controle de cheias (através da reversão dos rios Pinheiros e Tietê), além de ser utilizado para atividades de lazer, pesca e dessedentação de animais (EMAE, 2008).

Portanto, devido à complexidade da operação do reservatório e os conflitos decorrentes dos múltiplos usos da água, o efeito do aporte de cargas difusas bem como da reversão para o mesmo das águas dos rios Tietê e Pinheiros para aproveitamento energético e controle de cheias, exige a projeção do comportamento da qualidade das águas em função de diferentes cenários, que podem variar desde o controle das cargas poluidoras geradas até a avaliação do efeito de sistemas de tratamentos alternativos.

Dentro deste último cenário, desde 2007 encontra-se sob teste o sistema de tratamento, denominado de 'flotação', das águas revertidas da Bacia do Rio Tietê para o reservatório, que permite a clarificação das águas e em conjunto a remoção

de diversos constituintes. Para avaliação do comportamento do reservatório, que tem acumulação de cerca de 1.000 hm³, foi adaptado um modelo hidrodinâmico bidimensional horizontal (TUCCI *et al.*, 2007) para simulação dos processos de decaimento e mistura de poluentes, objeto de um projeto de Pesquisa e Desenvolvimento sob os auspícios da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) e Empresa Metropolitana de Águas e Energia (EMAE).

Considerando a importância estratégica da usina de Henry Borden para o Sistema Elétrico e a possibilidade de melhorar as condições ambientais das águas do canal do rio Pinheiros, de forma que possam ser revertidas para o reservatório Billings, sem comprometer seu uso para abastecimento público, foi concebido e implantado o sistema de tratamento *in situ*, denominado de “Sistema de Flotação das Águas do Rio Pinheiros”, com capacidade experimental de protótipo de 10 m³/s e capacidade final de 50 m³/s. A implantação do sistema completo, aliado a medidas complementares de controle de poluição, permitiria um aumento médio anual de 280 MW de potência gerada na usina de Henry Borden. Porém, o consumo de energia necessário para reverter as águas do Rio Pinheiros através das estações elevatórias e a perda de geração na escada do Rio Tietê, devido a redução da disponibilidade hídrica para geração de energia à jusante do Rio Pinheiros, correspondem a potência de, aproximadamente, 140 MW. Desta maneira, o ganho de potência efetivo com a implantação deste sistema é de aproximadamente 140 MW.

A flotação é um processo físico-químico de tratamento de águas cujo objetivo básico é clarificar uma corrente líquida por meio da utilização de ar dissolvido, transportando os sólidos suspensos presentes na corrente líquida para a superfície, de onde são removidos por meio de dispositivos adequados para posterior processamento e destinação final. Para que a separação dos sólidos seja eficiente é necessário utilizar processos e operações unitárias que possibilitem a desestabilização das partículas presentes e a sua agregação. Adicionalmente aos sólidos em suspensão, é possível a remoção de contaminantes que reagem com os compostos químicos adicionados e aqueles que estejam aderidos ou adsorvidos aos sólidos em suspensão.

Para a avaliação dos efeitos da reversão das águas tratadas pelo sistema de flotação, além do modelo matemático, implantou-se um amplo sistema de monitoramento do sistema hídrico composto pelos rios Tietê e Pinheiros e

reservatórios Billings e Guarapiranga (**Figura 1**), envolvendo tanto variáveis de qualidade de água como variáveis operacionais e climatológicas.

No caso do protótipo de flotação em teste no rio Pinheiros, são utilizadas duas estações, denominadas E1 e E2, instaladas em dois trechos do canal. A primeira estação da flotação (E1) localiza-se no rio Pinheiros próxima à foz do córrego Zavuvus, a 4.070 m da Usina Elevatória de Pedreira. A segunda estação (E2) localiza-se a 770 m da Usina Elevatória de Pedreira. A localização das estações pode ser observada esquematicamente na **Figura 1**.

Figura 1 - Diagrama Unifilar do Sistema Pinheiros-Billings (FCTH, 2009).

Foram monitoradas 200 variáveis de qualidade em 25 pontos e a frequência de amostragem proposta procurou garantir um intervalo compatível com o desenvolvimento do estudo, bem como reduzir os custos laboratoriais. Tanto os pontos de amostragem como as frequências foram otimizados durante o desenvolvimento do projeto. Os pontos de monitoramento selecionados são indicados na **Figura 2**, e representam com precisão, no caso do Reservatório Billings, o comportamento nos diversos setores do corpo hídrico.

1.2 Objetivos

A utilização de modelos matemáticos para a simulação do comportamento do Reservatório Billings não é inédita, porém, no presente trabalho, propõe-se a adoção de um modelo matemático bidimensional horizontal para estas simulações, cuja justificativa se apresenta a seguir.

Jesus (2006) menciona que o Reservatório Billings requer um modelo em três dimensões para capturar a grande variação horizontal e vertical da qualidade da água e dos processos hidrodinâmicos.

Por outro lado, nos estudos já conduzidos no reservatório Billings (PRIME ENGENHARIA, 2005) pôde-se constatar também que o aporte das cargas difusas no entorno do corpo receptor é mais relevante do que as variações ao longo da vertical, indicando que a representação horizontal do mesmo pode ser considerada como mais significativa, para fins de simulação do comportamento da qualidade das águas, do que as variações na vertical.

A conjugação da segmentação vertical e horizontal, utilizando-se um modelo tridimensional, embora teoricamente mais representativa da realidade, pois desta maneira seria possível identificar diferentes processos que podem ser importantes para a mistura de constituintes no interior do reservatório, como, por exemplo, ciclos de estratificação e quebras diários, resultaria em um modelo com grande demanda computacional e a necessidade de informações adicionais sobre a variação vertical de velocidades e concentrações, cuja qualidade do resultado não poderia ser avaliada de antemão.

Isto ocorre, pois os dados de campo disponíveis foram coletados apenas em duas profundidades, superfície e fundo, não havendo informações mais discretizadas na vertical. Outro aspecto importante, e que leva à adoção de um modelo computacionalmente mais prático, é o fato de não se dispor de medições diretas de vazão e cargas afluentes ao reservatório pelas sub-bacias, localizadas no seu entorno, sendo as mesmas obtidas de forma indireta. As vazões foram obtidas através do balanço hídrico do reservatório e ponderadas pela área de cada sub-bacia; e as cargas foram calculadas indiretamente pelo modelo de estimativa de aportes MQUAL 2.0 (SMA, 2005).

Logo, a utilização de um modelo tridimensional, apesar de teoricamente mais representativa da realidade, aumentaria as incertezas dos dados de entrada do modelo, pois seria necessário estabelecer varias hipóteses para conseguir extrair dos dados disponíveis as variações verticais necessárias para a calibração do modelo.

A segmentação vertical do reservatório Billings é importante para o conhecimento dos processos de estratificação, porém, a partir dos dados disponíveis até o momento (BID, 2005; PMSBC/JICA, 2007; FCTH, 2009), não pode ser constatada uma estratificação estável do reservatório. Desta maneira, fica reforçada a hipótese de que o reservatório apresenta ciclos de estratificação e mistura de curta duração, que pouco interferem nos processos hidrodinâmicos e de mistura e decaimento de constituintes químicos.

Desta maneira, a utilização de um modelo bidimensional, apesar de teoricamente menos representativa da realidade, permite, à luz dos dados disponíveis, simulações mais simples, com menores graus de incerteza dos dados de entrada e que com menor demanda computacional, permitindo assim uma maior segmentação horizontal do reservatório, em detrimento da segmentação vertical.

Para tanto, foi desenvolvido um modelo que é uma adaptação do Modelo IPH-ECO (TUCCI *et al.*, 2007), que já foi previamente aplicado a lagos e reservatórios tropicais com resultados satisfatórios. Tal modelo permite estimar o comportamento do escoamento em lagos de água rasa resolvendo as equações de movimento em duas dimensões. As premissas seguidas são:

- modelo bidimensional horizontal, com malha de 100 x 100 m, implantada sobre a batimetria atualizada do reservatório, intervalos de tempo de 120 s, e período de simulação de 18 meses;
- variáveis de qualidade simuladas: temperatura, OD, nitrogênio total, fósforo total, DBO e clorofila-a;
- calibração considerando uma hidrologia mediana típica do período compreendido entre 01/07/2006 e 31/12/2007.

Portanto, comentários sobre aspectos não considerados: ressuspensão e sedimentação de sólidos, estratificação, anaerobiose, mistura e decaimento de substâncias tóxicas e etc, foram relegados em função de concentrar esforços na

simulação dos processos de dispersão e decaimento de nutrientes, eutrofização e decomposição de matéria orgânica em função da operação do reservatório.

Isto se deve ao fato de já haver uma grande proliferação de algas no reservatório e existir uma preocupação com o fato de que a reversão das águas do Rio Pinheiros aumente ainda mais esta eutrofização (**Figura 3**).

Figura 3 - Proliferação de algas no Reservatório Billings (fotógrafo: Prof. José Rodolfo Scarati Martins)

Desta forma, os principais objetivos deste trabalho englobam:

- O desenvolvimento de um modelo bidimensional horizontal para aplicação no reservatório Billings
- A calibração deste modelo bidimensional horizontal;
- Análise dos resultados desta calibração e do desempenho deste modelo bidimensional para as simulações do reservatório Billings.

1.3 Estrutura do Texto

O presente texto encontra-se dividido em seis partes principais:

- Introdução e Objetivos – Capítulo 1
- Revisão Bibliográfica – Capítulos 2 e 3
- Método – Capítulo 4
- Resultados – Capítulo 5
- Aplicações do Modelo Matemático Desenvolvido – Capítulo 6
- Conclusões – Capítulo 7

O Capítulo 1 apresenta uma breve introdução sobre o problema a ser abordado e os objetivos deste trabalho.

A segunda parte a ser apresentada é a revisão bibliográfica, que se encontra dividida em dois capítulos distintos. O Capítulo 2 inicia-se traçando um histórico da modelação da qualidade da água, segue apresentando características dos modelos de lagos e reservatórios e apresenta uma descrição teórica e os métodos utilizados para a simulação hidrodinâmica e de qualidade da água na forma bidimensional. Desta maneira, neste capítulo são abordadas as equações básicas da hidrodinâmica e dos processos de transporte (advecção, dispersão e difusão) na forma bidimensional e explicitados métodos numéricos para a resolução destes sistemas de equações diferenciais através do método das diferenças finitas. Neste capítulo também são apresentadas as características do modelo empregado

O Capítulo 3, apesar de tratar de um tema distinto do Capítulo 2, também faz parte da revisão bibliográfica e apresenta as características da área de estudo, ou seja do reservatório Billings e do seu entorno.

A terceira parte, que é apresentada no Capítulo 4, é o método utilizado para o tratamento dos dados de entrada, para a especificação das condições de contorno e para a calibração do modelo.

Na quarta parte, composta pelo Capítulo 5, são apresentadas justificativas, com base nos dados disponíveis, para a adoção do modelo bidimensional horizontal; e os resultados de aferição de variáveis de qualidade das águas simuladas.

Na quinta parte, composta pelo Capítulo 6, são apresentadas, de forma resumida, algumas das simulações realizadas com o modelo desenvolvido.

Finalmente, na sexta parte, composta pelo Capítulo 7, encontram-se as conclusões referentes a este trabalho e recomendações para futuras pesquisas sobre os temas abordados.

2 MODELOS DE LAGOS E RESERVATÓRIOS

2.1 Histórico da Modelação da Qualidade da Água

Este sub-item trata da linha evolutiva do campo da modelação da qualidade da água. Esta análise histórica discorre especificamente sobre eventos ocorridos nos Estados Unidos pois, durante décadas, a partir das pesquisas norte-americanas, sob os auspícios da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e do Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (USACE), é que foram elaborados os principais modelos de qualidade da água utilizados mundialmente.

A modelação da qualidade da água desenvolveu-se consideravelmente desde sua criação nos primeiros anos do século 20. Esta evolução pode ser dividida em fases principais que estão relacionadas com as preocupações da sociedade e com as capacidades computacionais que estavam disponíveis durante cada um destes períodos (CHAPRA, 1997).

A maior parte dos primeiros trabalhos de modelação era focada no problema de alocação de cargas de esgotos urbanos (**Figura 4**). O principal trabalho desta fase foi o modelo desenvolvido por Streeter e Phelps em 1925 para aplicação no Rio Ohio (CHAPRA, 1997).

Este modelo e os estudos subseqüentes permitiram a avaliação dos níveis de oxigênio dissolvido em rios e estuários (VELZ, 1938, 1947; O'CONNOR, 1960, 1967 *apud* CHAPRA, 1997). Além disto, modelos bacteriológicos também foram desenvolvidos.

Como durante esta primeira fase ainda não havia computadores, as soluções dos modelos eram fechadas. Isso significava que as aplicações eram usualmente limitadas a cinética linear, geometria simples e corpos receptores com escoamento permanente. Portanto o escopo dos problemas que podiam ser abordados estava limitado às ferramentas computacionais disponíveis durante esta fase (CHAPRA, 1997).

Figura 4 - Primeira fase da evolução histórica da modelação da qualidade da água (adaptado de CHAPRA, 1997)

Na década de 1960, quando os computadores digitais se tornaram disponíveis, se inicia a segunda fase (**Figura 5**). Este fato levou a grandes avanços tanto nos modelos como na maneira que esses podiam ser aplicados. Os primeiros avanços na modelação envolviam expressões numéricas dos modelos analíticos (THOMANN, 1963 *apud* CHAPRA, 1997). O oxigênio ainda era o foco, mas os computadores permitiram a modelação de sistemas com geometrias e cinéticas mais complexas, e simulações com escoamento não-permanente. Em particular os modelos foram estendidos para sistemas bidimensionais assim como baías e estuários largos (CHAPRA, 1997).

Os anos 60 também trouxeram mudanças nas maneiras nas quais os modelos eram aplicados. Em particular os computadores permitiram uma abordagem mais abrangente para os problemas de qualidade da água. Ao invés de focar nos efeitos locais de apenas uma fonte pontual de lançamento de poluentes, pela primeira vez era possível visualizar a bacia hidrográfica como um sistema. Ferramentas desenvolvidas inicialmente no campo de pesquisas operacionais puderam ser acopladas com os modelos para a geração de alternativas de tratamento economicamente viáveis (THOMANN e SOBAL, 1964; DEININGER, 1965; RAVELLE *et al.*, 1967 *apud* CHAPRA, 1997). Mesmo que o foco ainda estivesse nas fontes pontuais, os computadores permitiram que uma perspectiva mais abrangente pudesse ser adotada (CHAPRA, 1997).

Figura 5 - Segunda fase da evolução histórica da modelação da qualidade da água (adaptado de CHAPRA, 1997)

Nos anos de 1970 uma nova mudança ocorreu. A sociedade deixou de focar-se somente no oxigênio dissolvido e em fontes pontuais urbanas, passando a ter preocupações mais gerais com relação ao meio ambiente. O movimento ecológico foi criado, e, em algumas localidades, a remediação ambiental tornou-se a única alternativa, iniciando assim a terceira fase da evolução da modelação da qualidade das águas (**Figura 6**) (CHAPRA, 1997).

O principal problema de qualidade da água abordado durante esta terceira fase foi a eutrofização. Como consequência, os modeladores ampliaram seus próprios escopos para incluírem representações mais mecanicistas de processo biológicos. Capitalizando das pesquisas oceanográficas (RILEY, 1964; STEELE, 1962 *apud* CHAPRA, 1997), engenheiros ambientais desenvolveram elaborados modelos de nutrientes/cadeia-alimentar (CHEN, 1970; CHEN e ORLOB, 1975; DI TORO *et al.*, 1971; CANALE *et al.*, 1974, 1976 *apud* CHAPRA, 1997). Por causa das capacidades computacionais era possível empregar retroalimentação e cinéticas não lineares nestes modelos (CHAPRA, 1997).

Vale ressaltar que, mesmo assim, durante esta terceira fase, boa parte dos trabalhos continuou tentando solucionar os problemas de fontes pontuais urbanas. Condizente com este fato, a maioria dos municípios americanos implantou tratamentos secundários de efluentes em suas estações de tratamento.

Essas implantações, além de melhorarem os problemas do oxigênio dissolvido em varias localidades, para áreas onde o controle de fontes pontuais não era suficiente, tiveram o efeito auxiliar de transferir, pela primeira vez, as preocupações da população e de seus representantes para o problema das cargas difusas consumidoras de oxigênio. Como tais fontes também são importantes fontes de

nutrientes, a ênfase em eutrofização reforçou o enfoque nas cargas difusas (CHAPRA, 1997).

À primeira vista, a conscientização ambiental do início dos anos 1970 deveria ter levado a um aumento da confiança em uma abordagem sistêmica ao gerenciamento da qualidade da água. Infelizmente este não foi o caso principalmente por três razões. Primeiro como a eutrofização envolve a sazonalidade do crescimento algal, esta é mais dinâmica que os problemas de lançamentos pontuais urbanos. Apesar de métodos de análise de sistemas poderem ser utilizados para otimizar tais problemas dinâmicos, estes são muito mais complicados e exigem maior poder de processamento computacional do que o problema linear de lançamento de efluentes através de uma fonte pontual em um corpo receptor com escoamento em regime permanente. Segundo, o movimento ambiental espalhou uma atmosfera de urgência com relação à limpeza dos corpos hídricos poluídos. Uma mentalidade de “remediação a qualquer custo” levou conceitos como “lançamento zero” a serem articulados como um objetivo nacional. Terceiro, a economia apresentava um grande crescimento durante esta fase. Portanto a viabilidade econômica desta estratégia não foi seriamente questionada. Como consequência, a idéia de balancear custos e benefícios para a concepção de soluções econômicas diminuiu. Legalidades suplantaram engenharia sólida como base para a maior parte das estratégias de controle de poluição. Apesar de ter havido progresso no campo da modelação da qualidade das águas, as metas irreais estabelecidas durante esta fase nunca foram alcançadas (CHAPRA, 1997).

Figura 6 - Terceira fase da evolução histórica da modelação da qualidade da água (adaptado de CHAPRA, 1997)

A quarta fase do desenvolvimento da modelação evoluiu devido à crise energética que ocorreu nos Estados Unidos no meio dos anos 1970 (**Figura 7**). Juntamente com altos gastos deficitários, a crise de energia trouxe o controle da poluição de volta para a realidade econômica. Infelizmente, isso resultou em uma reação desmedida aos excessos cometidos no início dos anos 1970. Agora, ao invés da estratégia de “remediação a qualquer custo”, o público e os seus representantes tinham que ser convencidos da eficácia da remediação ambiental. Conseqüentemente a atenção se voltou para problemas como substâncias tóxicas (e em uma escala menor a chuva ácida) que, apesar de certamente representarem um grande risco à saúde dos seres humanos e do ecossistema, eram temas fáceis de criarem interesse na arena política (CHAPRA, 1997).

Os grandes avanços na modelação durante esta quarta fase foram o reconhecimento do papel proeminente dos sólidos no transporte e processos de mistura e decaimento de contaminantes tóxicos (THOMANN e DI TORO, 1983; CHAPRA e RECKHOW, 1983; O’CONNOR, 1998 *apud* CHAPRA, 1997). Em particular a associação de substâncias tóxicas com partículas em sedimentação ou ressuspensão representam um mecanismo importante, controlando seu transporte e processos de mistura e decaimento em corpos hídricos. Além disso, pequenas partículas orgânicas, como fitoplâncton e detritos, podem ser ingeridas e passadas para organismos mais avançados (THOMANN, 1981 *apud* CHAPRA, 1997). Tais interações na cadeia trófica levaram os modeladores a deixarem de observar o ciclo do carbono apenas como um consumidor de oxigênio e produtor de nutrientes, mas como parte fundamental na concentração e transporte de contaminantes através da cadeia (CHAPRA, 1997).

Figura 7 - Quarta fase da evolução histórica da modelação da qualidade da água (adaptado de CHAPRA, 1997)

Hoje em dia uma nova mudança está ocorrendo no desenvolvimento e nas aplicações da modelação da qualidade da água. Assim como ocorreu no final dos anos 1960 e início dos anos 1970, hoje existe um forte e crescente reconhecimento de que a proteção do meio-ambiente é um fator crítico para a manutenção de uma alta qualidade de vida. No entanto, além desta conscientização, existem quatro fatores que devem diferenciar o futuro próximo do passado (CHAPRA, 1997):

- Pressões econômicas são tão grandes quanto no final dos anos 1970. Deste modo, incentivos para soluções economicamente viáveis estão mais fortes do que nunca. Isto é reforçado pelo fato de que, nos Estados Unidos, as estações de tratamento de efluentes pontuais menos dispendiosas já foram implementadas. Como apresentado na **Figura 8** o tratamento de fontes pontuais se encontra na parte mais íngreme da curva de custos. Além disso, a redução de cargas difusas é mais dispendiosa do que controle de fontes pontuais. Hoje em dia modelos melhores são necessários para evitar as severas penalidades econômicas associadas às decisões incorretas.
- Países em desenvolvimento estão começando a reconhecer que a proteção ambiental deve acompanhar o desenvolvimento econômico. Para estes países, estratégias economicamente viáveis de controle baseadas na modelação podem fornecer uma maneira de controlar a poluição e sustentar uma alta qualidade de vida enquanto mantendo crescimento econômico.
- Softwares e Hardwares para computadores passaram por uma revolução na última década que é comparável com os avanços iniciais dos anos 1960. Em particular, interfaces gráficas e sistema de suporte a decisão vem sendo desenvolvidos para a geração e a visualização das saídas do modelo. Além disso, os avanços de hardwares estão eliminando restrições computacionais que limitavam o escopo dos modelos. Hoje em dia, modelos bi e tridimensionais com cinéticas altamente mecanicistas podem ser simulados a um custo razoável.
- Avanços significativos nas pesquisas vêm ocorrendo. Em particular, caracterizações mecanicistas das interações e da hidrodinâmica que ocorrem na camada limite entre os sedimentos e a água avançaram ao ponto de que podem ser eficientemente integradas em modelos de qualidade da água. Além dos avanços científicos envolvidos no desenvolvimento destes mecanismos, a integração subsequente em modelos que possam ser utilizados está se tornando possível por causa dos avanços computacionais.

Figura 8 - Custo *versus* grau de tratamento para o tratamento de efluentes municipal (adaptado de CHAPRA, 1997)

Resumindo, a evolução da modelação da qualidade da água ao longo dos últimos 80 anos, desde o modelo desenvolvido por Streeter e Phelps, resultou em modelos teóricos unificados que englobam tanto poluentes convencionais como tóxicos. Além disso, uma variedade de códigos computacionais prontos já se encontra disponível para a aplicação da teoria.

Muitos dos modelos desenvolvidos ao longo das últimas décadas são baseados em teorias e esquemas numéricos similares, mesmo que os formatos dos dados de entrada e saída possam ser muito diferentes. Por exemplo, o *Estuarine, Coastal and Ocean Model* (ECOM) (HYDROQUAL, 1991, 1995 *apud* JI, 2008) e o *Environmental Fluid Dynamics Code* (EFDC) (HAMRICK, 1992 *apud* JI, 2008) têm teorias hidrodinâmicas semelhantes ao do *Princeton Ocean Model* (POM) (BLUMBERG e MELLOR, 1987 *apud* JI, 2008). Os modelos ECOM, EFDC, POM e CH3D (SHENG, 1986 *apud* JI, 2008) utilizam coordenadas sigma na horizontal e uma grade curvilínea na horizontal. O modelo CE-QUAL-ICM (CERCO e COLE, 1994 *apud* JI, 2008), o modelo WASP (WOOL *et al.*, 1992 *apud* JI, 2008) e o modelo EFDC apresentam teorias sobre a eutrofização similares ao do modelo RCA (HYDROQUAL, 2004 *apud* JI, 2008). O modelo de fluxo de sedimentos aplicado a

Baía Chesapeake (DI TORO e FITZPATRICK, 1993 *apud* JI, 2008) e suas versões modificadas quase acabaram se tornando o modelo padrão de diagêneses de sedimento na modelação da eutrofização (JI, 2008).

Finalmente, apesar de pouco utilizadas, existem diversas técnicas de análise de sistemas que poderiam ser acopladas aos modelos de simulação para fornecer soluções de engenharia economicamente viáveis. Esses fatores, aliados a uma forte preocupação social com o meio ambiente, estão abrindo espaço para nova fase no campo da modelação da qualidade da água. Uma fase em que modelos computacionais serão utilizados para melhorar o gerenciamento dos recursos hídricos (CHAPRA, 1997).

2.2 Características dos Modelos de Lagos e Reservatórios

Reservatórios podem ser definidos como lagos artificiais feitos pelo homem para armazenar água para uso posterior (FISHER *et al.*, 1979). Este autor não apresenta uma definição mais precisa de reservatórios do ponto de vista hidrodinâmico. Por outro lado, Henderson-Seellers (HENDERSON-SELLERS, 1991 *apud* JPE/EPAL/TAJHAL, 1998) emprega os termos lago e reservatório de forma equivalente, ou seja, lago é um corpo d'água no qual a água se move mais lentamente em comparação com as velocidades tipicamente observadas em rios. Um reservatório resulta de uma intervenção humana no sentido de se armazenar água para um ou mais usos. Usos estes que podem resultar em mudanças bruscas do nível d'água, o que não ocorre em lagos naturais.

Reservatórios apresentam, enquanto corpos d'água superficiais, características peculiares, tais como: escoamentos apresentando velocidades pequenas, quando comparadas àquelas observadas em rios, estuários e oceanos; efeitos decorrentes de estratificação de massa específica nas características dos escoamentos; fluxo de momentum horizontal através da superfície livre induzido pela ação do vento; estruturas de descarga cujas localizações e formas de operação podem afetar substancialmente estes escoamentos.

Alterações significativas nos padrões de escoamento em reservatórios podem decorrer de gradientes de massa específica pequenos e também pela ação do vento. Assim, reservatórios podem tornar-se estavelmente estratificados durante longos períodos de tempo, ou então, apresentarem-se como bem misturados, podendo existir um amplo espectro de situações intermediárias, dependendo do vento, vazões de entrada e saída e da meteorologia local. Estes gradientes de massa específica também podem ser ocasionados pela presença de substâncias dissolvidas e em suspensão, mas aparentemente é a variação de temperatura o agente que mais comumente dá origem a estes gradientes.

A temperatura em um dado ponto e instante é função fundamentalmente da meteorologia local, e pode ser estimada, ao menos teoricamente, através de um balanço de energia térmica correspondente às várias formas de radiação que atuam no meio (JPE/EPAL/TAHAL, 1998).

Embora este balanço seja relativamente simples do ponto de vista teórico, sua aplicação esbarra em algumas dificuldades práticas que podem variar desde a influência da presença de plâncton, que afeta a turbidez do meio, ou mesmo a alteração de distribuição vertical de luz devido ao sombreamento imposto por macrófitas (EIGER e PORTO, 1990).

A variedade de movimentos característicos encontrados em reservatórios é bastante grande, sendo que todos eles são importantes do ponto de vista da qualidade da água. Outra característica fundamental de escoamentos em reservatórios é que eles, geralmente, são tridimensionais, o que dificulta consideravelmente a obtenção de soluções. Isto decorre da natureza não linear das equações de escoamento. Adicionalmente as condições de contorno e geometrias complexas usualmente encontradas constituem um motivo adicional que dificulta a obtenção de soluções analíticas.

A modelação da qualidade da água em lagos e reservatórios é muito diferente da modelação das mudanças de qualidade em rios, estuários e até mesmo no mar. Os principais usos da água em lagos e reservatórios é muito similar aos dos rios, principalmente lazer, pesca e captação para abastecimento, mas o ambiente lótico de um lago ou reservatório apresenta diferenças importantes dos ambientes lênticos dos rios. As principais diferenças são as seguintes (JAMES, 1993):

- Lagos e reservatórios raramente recebem descargas de matéria orgânica grandes o suficiente para uma depleção elevada de oxigênio;
- Lagos e reservatórios apresentam um tempo de detenção muito maior que a maioria dos rios. Isto permite que algas fitoplantônicas se tornem dominantes e torna o corpo hídrico suscetível à elevada proliferação (*bloom*) no evento de um aumento de nutrientes inorgânicos (nitrogênio e fósforo);
- O tempo de resposta de um lago ou reservatório à poluição é muito maior que o de rios, tanto na manifestação dos efeitos da poluição como na recuperação do corpo hídrico;
- Os principais gradientes de qualidade da água são na direção vertical, ao invés de serem na direção longitudinal;

Como uma consequência destas diferenças, a maioria dos modelos para lagos se preocupa com a estratificação térmica e a eutrofização. Considerações de qualidade relacionadas ao OD e a DBO são de importância secundária. Similarmente, as

principais reações cinéticas de interesse são algais e não bacterianas. As diferenças nas abordagens de modelação também estão refletidas nos principais fatores que determinam a qualidade da água em lagos e reservatórios. Estes são (JAMES, 1993):

- Qualidade afluyente;
- Padrão de mistura;
- Processos físicos e químicos devido ao armazenamento;
- Crescimentos biológicos e o seu papel na remoção e liberação de substâncias.

A modelação da qualidade da água em lagos envolve, portanto, a representação de todos os fatores acima, porém não necessariamente em um único modelo. Dependendo dos objetivos e dos processos representados, modelos de lagos podem ser classificados como mostra a **Tabela 1**.

Tabela 1 - Classificação dos principais tipos de modelos de lagos

Tipo de Modelo		Objetivo Principal	
		Planejamento	Operacional
Físico	Temperatura	X	X
	Estrutura térmica	X	X
	Hidrodinâmica	X	X
Químico	Balanço de massa das cargas	X	
	Eutrofização	X	X
Biológico	Toxicidade	X	
	Cadeia alimentar	X	

Do ponto de vista da modelação da qualidade da água existem três grandes características dos lagos que estão relacionados aos esforços para simular o transporte e decaimento de substâncias no seu interior (CHAPRA, 1997):

- Origem: Determinar se o corpo hídrico é natural (um lago) ou artificial (um reservatório). Apesar de haver uma grande variabilidade dentro destas duas categorias, existem algumas generalizações que representam cada uma em um sentido mais amplo. Em particular, reservatórios têm vazões efluentes controladas. Em contraste, em lagos naturais não tem estas vazões controladas. Além disto, como será explicado a seguir, estes tem formas diferentes.

- Forma: Reservatórios artificiais quase sempre criados a partir do represamento de um rio. Conseqüentemente eles tendem a ser alongados ou dentríticos, pois consistem de vales de rios inundados. Em contraste, lagos naturais tendem a serem menos alongados e mais circulares. Claro que existem alguns lagos naturais dentríticos e alongados e reservatórios artificiais circulares, mas a situação inversa é mais comum.
- Tamanho: Os dois aspectos de tamanho que têm forte influência na qualidade da água são o tempo de residência e profundidade. Em geral, lagos são divididos em sistemas com tempos de detenção curtos ($TD < 1$ ano) ou longos ($TD > 1$ ano). Eles também são classificados como rasos ($z < 7$ m) e profundos ($z > 7$ m). Esta última classificação é importante pois lagos profundos estão muitas vezes sujeitos a estratificação térmica durante certos períodos do ano.

Estes atributos têm um impacto sobre como os lagos, tanto naturais como artificiais, são modelados. As implicações mais diretas estão relacionadas à segmentação do modelo. A **Figura 9 (a)** apresenta um reator de mistura completa, que é muito utilizado na modelação de escoamentos permanentes. No entanto, tal sistema também pode ser segmentado verticalmente (**Figura 9 (b)**), lateralmente (**Figura 9 (c)**) e longitudinalmente (**Figura 9 (d)**). Além disso, em um reservatório artificial profundo proveniente do represamento de um rio o sistema pode ser dividido em diversas direções (**Figura 9 (e)**).

Figura 9 - Esquemas de segmentação típicos usados para lagos naturais e artificiais (adaptado de CHAPRA, 1997)

Os modelos matemáticos de simulação da qualidade de água em lagos e reservatórios podem ser classificados de várias maneiras, seja em número de dimensões espaciais envolvidas, do tipo de segmentação, dos tipos de variáveis de qualidade da água analisadas, das hipóteses hidrodinâmicas e de outras características. Quanto ao número de dimensões espaciais consideradas os modelos de simulação de escoamentos em reservatórios podem ser classificados em modelos de dimensão zero, com uma dimensão espacial, bidimensionais em plano vertical ou horizontal, modelos bidimensionais em plano horizontal com múltiplas camadas e modelos tridimensionais

Modelos de dimensão zero são aqueles nos quais são desconsiderados quaisquer gradientes espaciais das variáveis (CHAPRA e RECKHOW, 1983). Assim sendo, estes modelos desconsideram os efeitos hidrodinâmicos que afetam os escoamentos. A utilidade destes modelos é limitada e dificilmente aplicável a reservatórios, embora seja útil em estudos de balanço de massa. Exemplo de aplicação prática desta classe de modelos é a avaliação do estado trófico de reservatórios, tal como proposta por Vollenweider (VOLLENWEINDER, 1968 *apud* JPE/EPAL/TAJHAL, 1998).

Modelos com uma dimensão espacial são modelos nos quais os gradientes a serem considerados pelo modelo se restringem a uma direção espacial, que de modo geral é a direção longitudinal, por isso estes modelos são aplicados principalmente a rios. De modo geral, as variáveis são simuladas de forma simplificada.

O grau de detalhamento empregado depende de cada modelo específico. Conseqüentemente, os custos computacionais dos modelos unidimensionais são relativamente pequenos, mas em consequência os processos de mistura têm uma representação precária.

Modelos com duas dimensões espaciais são modelos que tanto podem ser constituídos por duas direções horizontais como por uma direção vertical e outra longitudinal, esta última orientada no sentido do escoamento principal do reservatório.

Em reservatórios cujas dimensões longitudinais sejam muito maiores que as dimensões transversais e verticais (reservatórios, longos e estreitos), o emprego de modelos bidimensionais ao longo do plano definido pelas direções longitudinal e vertical pode ser satisfatório, sendo efetuados balanços de massa e de momentum utilizando-se as variáveis integradas ao longo da direção transversal.

Modelos bidimensionais em plano horizontal são comumente empregados para a simulação de correntes, sendo por vezes denominados de modelos de circulação, embora esta característica não seja exclusiva deste tipo de escoamento. São aplicáveis em casos nos quais as variações verticais das grandezas hidrodinâmicas não são significativas, de forma que as variáveis integradas ao longo da direção vertical são representativas do que ocorre na realidade nessa direção. Isto ocorre em corpos d'água rasos, apresentando velocidades suficientemente elevadas para romper situações de estratificação estável, em situações de ventos não muito

elevados e que possam gerar perfis de velocidade com gradientes verticais elevados.

O efeito do vento é objeto de estudo quando o transporte de variáveis de qualidade da água é intensamente afetado pelo modo de circulação do meio aquático. A aplicação dos modelos bidimensionais horizontais deve ser feita de modo bastante criterioso, uma vez que se variações de massa específica suficientemente intensas estiverem presentes, eles poderão produzir resultados desvinculados da realidade, ainda que as variáveis integradas verticalmente sejam bem simuladas. Os erros podem aparecer em pontos nos quais a direção da velocidade do escoamento é totalmente distinta da velocidade média ao longo da direção vertical (JPE/EPAL/TAHAL, 1998).

Podemos, ainda, citar os modelos bidimensionais em plano horizontal com múltiplas camadas, que introduzem gradientes verticais, considerando a existência de duas ou mais camadas bem misturadas e superpostas. Estes modelos são aplicáveis em situações nas quais existe estratificação com camadas possuindo massas específicas bastante distintas.

Modelos tridimensionais, conceitualmente, são os mais adequados para a simulação de escoamentos, embora apresentem elevada demanda de tempo de processamento computacional.

Com o recente desenvolvimento tecnológico na área computacional, estes modelos se tornaram de aplicação bem mais viável do que há dez anos, mas, ainda assim, demandam softwares e equipamentos sofisticados para esta aplicação.

Além do custo computacional e da dimensionalidade, outros fatores influenciam a escolha do modelo. Um deles certamente é a turbulência. A simulação de escoamentos em reservatórios demanda a adoção de modelos de turbulência para que seja possível resolver o sistema de equações que regem um determinado escoamento e o correspondente transporte de poluentes. Os modelos mais precisos e consistentes do ponto de vista conceitual tendem a ser mais onerosos do ponto de vista computacional.

Outro fator relevante é o uso que se pretende fazer do modelo. Um exemplo disto é a situação na qual a distribuição espacial da variável de interesse se dá na horizontal, tal como se verifica quando do intenso aporte de cargas difusas no entorno de um reservatório raso, de modo que é razoável adotar a hipótese de uniformidade desta carga ao longo de uma dimensão, tal como a dimensão vertical,

de tal sorte que um modelo com um número menor de dimensões espaciais possa produzir resultados aceitáveis sem demandar muito tempo de processamento computacional.

Exemplos de cada um dos tipos de modelos mencionados e de suas aplicações fogem do escopo do presente trabalho, mas podem ser observadas em Chapra, (1997) e Ji (2008).

Como um dos objetivos deste estudo é a proposição da utilização de um modelo bidimensional horizontal para as simulações no Reservatório Billings, doravante serão apresentadas apenas as teorias relativas à modelação em duas dimensões.

2.3 Equações Básicas

O presente trabalho já irá partir das equações básicas para o escoamento verticalmente integrado. A dedução destas equações a partir das equações básicas em sua forma mais geral (tridimensional) podem ser observadas em Martins (1989). As equações de águas rasas descrevem um escoamento bidimensional, integrado verticalmente (valores médios) e irregular (não uniforme). Estas equações são baseadas na conservação da massa e quantidade de movimento. As equações assumem que:

- O fluido é incompressível e que a distribuição de pressão é hidrostática;
- Não há estratificação de massa específica e que a velocidade na vertical é considerada pequena em relação à velocidade na horizontal.

Escrita na forma diferencial, as equações governantes têm a seguinte forma (CASULLI, 1990 *apud* FRAGOSO, 2005):

- Equação da Continuidade:

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial [(h + \eta) \cdot u]}{\partial x} + \frac{\partial [(h + \eta) \cdot v]}{\partial y} = 0 \quad (1)$$

- Equações da Quantidade de Movimento:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial u}{\partial x} + v \cdot \frac{\partial u}{\partial y} = -g \cdot \frac{\partial \eta}{\partial x} - \gamma \cdot u + \tau_x + A_h \cdot \nabla^2 u + f \cdot v \quad (2)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial v}{\partial x} + v \cdot \frac{\partial v}{\partial y} = -g \cdot \frac{\partial \eta}{\partial y} - \gamma \cdot v + \tau_y + A_h \cdot \nabla^2 v + f \cdot u \quad (3)$$

Onde:

- t é o tempo;
- u e v são as componentes da velocidade nas direções x e y no plano horizontal, respectivamente;
- η é elevação da superfície da água medida a partir de um nível de referência (**Figura 10**);
- h é a profundidade medida a partir de um nível de referência;
- g é a aceleração da gravidade;
- f é o parâmetro de Coriolis;
- τ_x e τ_y são as tensões do vento na direções x e y , respectivamente;
- $\nabla = \frac{\partial}{\partial x} \cdot \vec{i} + \frac{\partial}{\partial y} \cdot \vec{j}$ é um operador vetorial no plano x - y ;
- A_h é o coeficiente de viscosidade turbulenta horizontal;
- γ é coeficiente de fricção junto ao fundo.

Figura 10 - Esquema dos elementos integrantes das equações de movimento (FRAGOSO, 2005)

O coeficiente de fricção junto ao fundo (γ) é estimado empiricamente e pode ser escrito como (CASULLI, 1990):

$$\gamma = \frac{g \cdot \sqrt{u^2 + v^2}}{C_z^2 \cdot z} \quad (4)$$

Onde:

- $z = (\eta + h)$ é a profundidade total;
- C_z é o coeficiente de atrito de Chezy.

Como é comum em modelos de escoamentos, a tensão de atrito na superfície livre pelo vento é escrita em termos da velocidade do vento (ROSMAN, 1999 *apud* FRAGOSO, 2005):

$$\tau_x = C_D \cdot W_x \cdot \|W\| \quad (5)$$

$$\tau_y = C_D \cdot W_y \cdot \|W\| \quad (6)$$

Onde:

- C_D é o coeficiente de arraste do vento;
- W_x e W_y são as componentes do vetor velocidade do vento nas direções x e y em m/s, respectivamente, medidas a 10 metros da superfície livre;
- $\|W\|$ é o módulo da velocidade do vento.

A partir da solução do problema hidrodinâmico, gerando as variáveis u , v e η em cada intervalo de tempo e em cada célula, é possível resolver a equação de transporte para uma substância escalar dissolvida na água de forma homogênea (CHAPRA, 1997), conforme apresentada abaixo:

$$\begin{aligned} \frac{\partial(z \cdot C)}{\partial t} + \frac{\partial(u \cdot C \cdot z)}{\partial x} + \frac{\partial(v \cdot C \cdot z)}{\partial y} \\ = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \cdot \frac{\partial(z \cdot C)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \cdot \frac{\partial(z \cdot C)}{\partial y} \right) + fontes \end{aligned} \quad (7)$$

Onde:

- C é a concentração escalar média na vertical;
- z é a profundidade ;
- u e v são as velocidades médias horizontais nas direções x e y , respectivamente;
- K_h é a difusividade escalar horizontal.

A **Equação (7)** é conservativa se não existir um termo de perdas ou ganhos de concentração (fontes), tais como decaimento, sedimentação ou crescimento. Em outras palavras, a concentração em um determinado ponto pode ser alterada pelo transporte advectivo (os dois últimos termos do lado esquerdo da equação), pelo transporte difusivo, que inclui tanto a difusão molecular como a turbulenta (termos do lado direito da equação), e que podem ser referenciados conjuntamente por dispersão ou por fontes e sorvedouros do sistema.

Infelizmente, exceto nos casos mais simples, as equações fundamentais de águas rasas – (1), (2), (3) e (7) – não têm solução analítica direta. As razões para isso são:

- Estas são equações diferenciais parciais para as quais não existem soluções exatas;
- Todos os parâmetros ambientais necessários para especificar um problema, como, por exemplo, a batimetria, a geometria das linhas margens do corpo hídrico, as forçantes que atuam na superfície do escoamento, etc.; são funções não-analíticas conhecidas apenas em intervalos discretos no espaço e/ou no tempo.

O Método de Diferenças Finitas resolve as equações governantes para um número finito de pontos no espaço e no tempo. Este método consiste na substituição das diferenciais das equações básicas por diferenças, solucionando-as nos pontos finitos de uma malha de coordenadas (MARTINS, 1989).

Nos esquemas de diferenças finitas estudados, as equações são discretizadas espacialmente em uma grade retangular que consiste de células com comprimento Δx e largura Δy .

2.4 Modelos Hidrodinâmicos Bidimensionais

A literatura específica sobre modelação bidimensional é extensa e variada. Para o tema concorrem tanto pesquisas teóricas sobre solução das equações diferenciais resultantes, como também experimentos numéricos desenvolvidos para a adaptação ou melhoria de um determinado tipo de modelo numa aplicação particular (MARTINS, 1989).

Portanto, este item trata da linha evolutiva dos modelos hidrodinâmicos bidimensionais horizontais que utilizam o Método das Diferenças Finitas.

2.4.1 Esquemas de Diferenças Finitas

Existem dois tipos fundamentais de diferenças finitas, os explícitos, onde as características de um ponto da malha no passo de tempo $k + 1$ podem ser calculadas independentemente das características dos demais pontos neste passo de tempo avançado, mas apenas como função das características dos pontos no instante k , e os implícitos, onde as características no instante $k + 1$ são calculadas em grupo, ou seja, são interdependentes (MARTINS, 1989).

Os esquemas implícitos centrados no tempo são os esquemas mais utilizados para simulações (ABBOTT, MCCOWAN e WARREN, 1981) e serão os únicos abordados em detalhe neste trabalho.

2.4.1.1 Esquema Semi-Implícito de Leendertse (1967)

Um dos primeiros trabalhos sobre hidrodinâmica do escoamento bidimensional e sua modelação matemática foi desenvolvido por Jan Leendertse em 1967 para a Força Aérea dos Estados Unidos (USAF). A importância deste trabalho, pelo fato de conter estudos de estabilidade numérica e acuracidade, levou outros pesquisadores a se

aprofundarem no chamado “Algoritmo dos Caminhos Alternados”, a tal ponto que, em 1975, Abbott passou a classificá-lo como um tema básico da hidráulica computacional (MARTINS, 1989).

O método de Leendertse utiliza uma grade escalonada e uma abordagem semi-implícita para discretizar todos os termos nas equações fundamentais. Este método utiliza o “Algoritmo dos Caminhos Alternados”. Assim, se a região computacional é dividida em $m \times n$ pontos de malha, a cada passo de tempo esta gera n sistemas lineares tridiagonais de $2m$ equações com $2m$ variáveis em uma direção e m sistemas lineares tridiagonais de $2n$ equações com $2n$ variáveis na outra direção espacial. O método de Leendertse utiliza um tipo de discretização que resulta em um algoritmo prático (CASULLI, 1990).

Apenas a título ilustrativo, será apresentado o esquema simplificado de Leendertse na sua forma linearizada, ou seja, baseada nas formas Eulerianas linearizadas das equações básicas apresentadas na **Equação (8)** e na **Equação (9)**.

$$\frac{\partial z}{\partial t} + z_0 \cdot \left(\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} \right) = 0 \quad (8)$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + g \cdot \frac{\partial z}{\partial x} = 0 \quad (9)$$

Onde:

- z_0 é a profundidade média da água

O esquema linearizado de Leendertse (1967) com seis equações está apresentado da **Equação (10)** a **Equação (15)** (ABBOTT, MCCOWAN e WARREN, 1981; ABBOTT, 1979):

$$\frac{(u_{i,j}^{k+1/2} - u_{i,j}^k)}{1/2 \cdot \Delta t} + g \cdot \frac{(z_{i+1,j}^{k+1/2} - z_{i-1,j}^{k+1/2})}{2 \cdot \Delta x} = 0 \quad (10)$$

$$\frac{(v_{i,j}^{k+1/2} - v_{i,j}^k)}{1/2 \cdot \Delta t} + g \cdot \frac{(z_{i,j+1}^k - z_{i,j-1}^k)}{2 \cdot \Delta y} = 0 \quad (11)$$

$$\frac{(z_{i,j}^{k+1/2} - z_{i,j}^k)}{1/2 \cdot \Delta t} + z_0 \cdot \left[\frac{(u_{i+1,j}^{k+1/2} - u_{i-1,j}^{k+1/2})}{2 \cdot \Delta x} + \frac{(v_{i,j+1}^k - v_{i,j-1}^k)}{2 \cdot \Delta y} \right] = 0 \quad (12)$$

$$\frac{(u_{i,j}^{k+1} - u_{i,j}^{k+1/2})}{1/2 \cdot \Delta t} + g \cdot \frac{(h_{i+1,j}^{k+1/2} - h_{i-1,j}^{k+1/2})}{2 \cdot \Delta x} = 0 \quad (13)$$

$$\frac{(v_{i,j}^{k+1} - v_{i,j}^{k+1/2})}{1/2 \cdot \Delta t} + g \cdot \frac{(h_{i,j+1}^{k+1/2} - h_{i,j-1}^{k+1/2})}{2 \cdot \Delta y} = 0 \quad (14)$$

$$\frac{(z_{i,j}^{k+1} - z_{i,j}^{k+1/2})}{1/2 \cdot \Delta t} + z_0 \cdot \left[\frac{(u_{i+1,j}^{k+1/2} - u_{i-1,j}^{k+1/2})}{2 \cdot \Delta x} + \frac{(v_{i,j+1}^{k+1/2} - v_{i,j-1}^{k+1/2})}{2 \cdot \Delta y} \right] = 0 \quad (15)$$

A **Equação (10)** e a **Equação (12)** são resolvidas implicitamente através de um algoritmo de dupla varredura na direção x enquanto a **Equação (11)** é resolvida explicitamente, para todos os valores de j . Este processo leva u , v e z de seus valores em $(k \cdot \Delta t)$ a alguns valores intermediários, por convenção definidos no tempo em $[(k + 1/2) \cdot \Delta t]$. Estes valores intermediários são mal definidos de modo que o esquema, até esta etapa, é dissipativo na direção x e instável na direção y . Então, a **Equação (14)** e a **Equação (15)** são resolvidas através de um algoritmo de dupla varredura na direção y enquanto a **Equação (13)** é resolvida explicitamente, para todos os valores de i . Este processo leva u , v e z de seus valores intermediários a seus valores em $[(k + 1) \cdot \Delta t]$, para completar um ciclo do algoritmo completo. O processo de, primeiro, fazer todas as varreduras em uma direção, travando as variáveis do outro sentidos, e depois, fazer todas as varreduras na outra direção, travando as variáveis do sentido original é um exemplo de um “Algoritmo dos Caminhos Alternados” (MARTINS, 1989). (ABBOTT, MCCOWAN e WARREN, 1981)

2.4.1.2 Esquema Semi-Implícito de Abbott (1968)

Da mesma maneira que o esquema de Leendertse, a título ilustrativo, o esquema de Abbott também é apresentado, de maneira simplificada, na sua forma linearizada, ou seja, baseada nas formas Eulerianas linearizadas das equações básicas apresentadas na **Equação (8)** e na **Equação (9)**.

O esquema linearizado de Abbott (1968) com quatro equações está apresentado da **Equação (16)** a **Equação (19)** (ABBOTT, MCCOWAN e WARREN, 1981; ABBOTT, 1979):

$$\frac{u_{i,j}^{k+1} - u_{i,j}^k}{\Delta t} + g \cdot \frac{(z_{i+1,j}^{k+\frac{1}{2}} - z_{i-1,j}^{k+\frac{1}{2}})}{2 \cdot \Delta x} = 0 \quad (16)$$

$$\frac{z_{i,j}^{k+\frac{1}{2}} - z_{i,j}^k}{\frac{1}{2} \cdot \Delta t} + z_0 \cdot \left[\frac{(u_{i+1,j}^{k+1} - u_{i-1,j}^{k+1}) + (u_{i+1,j}^k - u_{i-1,j}^k)}{4 \cdot \Delta x} + \frac{(v_{i,j+1}^k - v_{i,j-1}^k)}{2 \cdot \Delta y} \right] = 0 \quad (17)$$

$$\frac{v_{i,j}^{k+1} - v_{i,j}^k}{\Delta t} + g \cdot \left[\frac{(z_{i,j+1}^{k+1} - z_{i,j-1}^{k+1}) + (z_{i,j+1}^k - z_{i,j-1}^k)}{4 \cdot \Delta y} \right] = 0 \quad (18)$$

$$\frac{z_{i,j}^{k+1} - z_{i,j}^{k+\frac{1}{2}}}{\frac{1}{2} \cdot \Delta t} + z_0 \cdot \left[\frac{(u_{i+1,j}^{k+1} - u_{i-1,j}^{k+1}) + (u_{i+1,j}^k - u_{i-1,j}^k)}{4 \cdot \Delta x} + \frac{(v_{i,j+1}^{k+1} - v_{i,j-1}^{k+1})}{2 \cdot \Delta y} \right] = 0 \quad (19)$$

Pode-se observar que a **Equação (16)** e a **Equação (17)** são conectadas em um primeiro estágio de tal modo a avançar u diretamente de $(k \cdot \Delta t)$ para $[(k + 1) \cdot \Delta t]$ enquanto z avança somente de $(k \cdot \Delta t)$ para $[(k + \frac{1}{2}) \cdot \Delta t]$. O segundo estágio conecta **Equação (18)** e a **Equação (19)** de modo a avançar v diretamente de $(k \cdot \Delta t)$ para $[(k + 1) \cdot \Delta t]$ enquanto z avança somente de $[(k + \frac{1}{2}) \cdot \Delta t]$ para $[(k + 1) \cdot \Delta t]$.

2.4.1.3 Esquema Semi-Implícito Casulli (1990)

Em 1990 Vincenzo Casulli propõe, utilizando uma malha escalonada espacialmente, um método para a discretização das equações fundamentais com uma técnica semi-implícita de modo que a estabilidade do método não depende da celeridade ($\sqrt{gH}$). Neste método os termos convectivos podem ser discretizados utilizando-se uma fórmula *upwind* simples, mas altamente dissipativa; ou através de uma abordagem Euleriana-Lagrangiana mais precisa, que será apresentada mais adiante. Neste último caso o algoritmo resultante também é incondicionalmente estável permitindo o uso de passos de tempo maiores com melhorias correspondentes tanto na eficiência como na precisão. Computacionalmente, a cada passo de tempo, primeiro é obtido um sistema linear 5-diagonal $n \times m$ onde a nova elevação do nível d'água é a única variável desconhecida. Tal sistema é simétrico e positivamente definido. Portanto, podem ser resolvidos única e eficientemente usando-se um método gradiente conjugado preconditionado. Em seguida, a velocidade do fluido é obtida explicitamente a partir das equações discretizadas de quantidade de movimento. Além disto, a maioria das operações aritméticas pode ser resolvida independentemente e, portanto, são altamente vetorizáveis facilitando a sua aplicação computacional.

A eficiência desses métodos pode ser melhorada através da introdução de uma abordagem de dois níveis de tempo que alternativamente resolve as equações da quantidade de movimento na direção x e da continuidade em um primeiro nível, e as equações da quantidade de movimento na direção y da continuidade no segundo nível. Assim o tempo de processamento é reduzido, pois o sistema bidimensional é decomposto em n sistemas tridiagonais de m equações com m variáveis desconhecidas no primeiro nível e m sistemas tridiagonais de n equações com n variáveis desconhecidas no segundo nível. Cada um destes sistemas é linear, estritamente diagonalmente dominante e tem elementos positivos na diagonal principal e negativos em todos os outros lugares. Então a existência e a singularidade de uma solução numérica estável é sempre assegurada (CASULLI, 1990).

Neste método é utilizada uma malha espacial que consiste de células retangulares de com dimensões Δx e Δy . A **Figura 11** ilustra a malha computacional utilizada na discretização espacial. As variáveis hidrodinâmicas (u , v e η) são calculadas em cada uma das células. Cada célula é numerada em seu centro, com os índices i e j , que se referem, respectivamente, à posição da célula nos eixos x e y . A elevação da superfície da água (η), e a concentração escalar (C) estão definidas no centro da célula com um índice (i, j) , e as velocidades (u e v) são definidas nas fronteiras médias das células, com índices $(i \pm \frac{1}{2}, j)$ e $(i, j \pm \frac{1}{2})$, respectivamente.

Figura 11 - Malha utilizada na discretização espacial, assim como a posição de avaliação das variáveis no esquema de diferenças finitas adotado (FULFORD, 2003)

O método de Casulli (CASULLI, 1990) é chamado de semi-implícito, ou seja, alguns termos diferenciais são substituídos por diferenças finitas válidas para o tempo atual (discretização explícita), outros por diferenças finitas válidas para o tempo posterior (discretização implícita), pois neste o gradiente da elevação da do nível d'água nas equações de quantidade de movimento e o divergente da velocidade na equação da continuidade são discretizados de forma implícita enquanto os termos convectivos das equações de quantidade de movimento são discretizados explicitamente. Além disso, para estabilidade, os termos de atrito nas equações de quantidade de movimento são discretizados implicitamente enquanto o coeficiente de atrito (γ) é discretizado explicitamente. Deste modo o sistema algébrico resultante que deve ser resolvido é linear.

Ou seja, os termos que são tratados implicitamente são:

- Os gradientes de elevação da superfície da água nas equações da quantidade de movimento $\left(g \cdot \frac{\partial \eta}{\partial x}, g \cdot \frac{\partial \eta}{\partial y}\right)$;
- Os divergentes das velocidades na equação da continuidade $\left(\frac{\partial u}{\partial x}, \frac{\partial v}{\partial y}\right)$;
- A velocidade dos termos de rugosidade junto ao fundo $(\gamma u, \gamma v)$

Os demais termos, inclusive o γ são discretizados explicitamente. Deste modo, é garantida a estabilidade do método, podendo empregar intervalos de tempo maiores do que os utilizados em outros esquemas, como, por exemplo, os esquemas que utilizam o “Algoritmo dos Caminhos Alternados” (CASULLI, 1990).

Desta maneira a discretização semi-implícita das equações hidrodinâmicas fundamentais se dá na seguinte forma:

$$u_{i+\frac{1}{2},j}^{k+1} = F \cdot u_{i+\frac{1}{2},j}^k - g \cdot \frac{\Delta t}{\Delta x} \cdot (\eta_{i+1,j}^{k+1} - \eta_{i,j}^{k+1}) - \Delta t \cdot (\gamma_{i+\frac{1}{2},j}^k \cdot u_{i+\frac{1}{2},j}^{k+1} - \tau_x) \quad (20)$$

$$v_{i,j+\frac{1}{2}}^{k+1} = F \cdot v_{i,j+\frac{1}{2}}^k - g \cdot \frac{\Delta t}{\Delta y} \cdot (\eta_{i,j+1}^{k+1} - \eta_{i,j}^{k+1}) - \Delta t \cdot (\gamma_{i,j+\frac{1}{2}}^k \cdot v_{i,j+\frac{1}{2}}^{k+1} - \tau_y) \quad (21)$$

$$\begin{aligned} \eta_{i,j}^{k+1} = \eta_{i,j}^k - \frac{\Delta t}{\Delta x} \cdot [(\bar{\eta}_{i+\frac{1}{2},j}^k + h_{i+\frac{1}{2},j}) \cdot u_{i+\frac{1}{2},j}^{k+1} - (\bar{\eta}_{i-\frac{1}{2},j}^k + h_{i-\frac{1}{2},j}) \cdot u_{i-\frac{1}{2},j}^{k+1}] \\ - \frac{\Delta t}{\Delta y} \cdot [(\bar{\eta}_{i,j+\frac{1}{2}}^k + h_{i,j+\frac{1}{2}}) \cdot v_{i,j+\frac{1}{2}}^{k+1} - (\bar{\eta}_{i,j-\frac{1}{2}}^k + h_{i,j-\frac{1}{2}}) \cdot v_{i,j-\frac{1}{2}}^{k+1}] \end{aligned} \quad (22)$$

Onde:

- F é um operador explícito, finito e não linear, que corresponde à discretização espacial dos termos convectivos.
- $\bar{\eta}_{i\pm\frac{1}{2},j}^k$ e $\bar{\eta}_{i,j\pm\frac{1}{2}}^k$ são médias simples com os pontos mais próximos da malha, ou seja:

$$\bar{\eta}_{i\pm\frac{1}{2},j}^k = \frac{1}{2} \cdot (\eta_{i,j}^k + \eta_{i\pm 1,j}^k) \quad (23)$$

$$\bar{\eta}_{i,j \pm 1/2}^k = \frac{1}{2} \cdot (\eta_{i,j}^k + \eta_{i,j \pm 1}^k) \quad (24)$$

Para qualquer estrutura utilizada para F , a **Equação (20)**, a **Equação (21)** e a **Equação (22)** constituem um sistema linear tendo como variáveis desconhecidas $u_{i+1/2,j}^{k+1}$, $v_{i,j+1/2}^{k+1}$ e $\eta_{i,j}^{k+1}$ em todas as células. Esse sistema tem que ser resolvido a cada passo de tempo para determinar, recursivamente, os valores das variáveis a partir das condições iniciais

Os termos advectivos nas equações da quantidade de movimento podem ser expressos como uma derivada substancial total, D/Dt , calculada ao longo de uma linha de corrente. A derivada substancial total é aproximada segundo um esquema Euleriano-Lagrangiano (CASULLI, 1990 *apud* FRAGOSO, 2005), resultando em:

$$\frac{Du}{Dt} = \frac{\partial u}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial u}{\partial x} + v \cdot \frac{\partial u}{\partial y} \approx \frac{u_{i+1/2,j}^{k+1} - F \cdot u_{i+1/2,j}^{k+1}}{\Delta t} \quad (25)$$

$$\frac{Dv}{Dt} = \frac{\partial v}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial v}{\partial x} + v \cdot \frac{\partial v}{\partial y} \approx \frac{v_{i,j+1/2}^{k+1} - F \cdot v_{i,j+1/2}^{k+1}}{\Delta t} \quad (26)$$

Onde:

- $(F \cdot u_{i+1/2,j}^{k+1}) = (u_{i-a,j-b}^k)$ é o valor de u no intervalo de tempo k no ponto $(i + 1/2 - a, j - b)$ que é trazido até o ponto $(i + 1/2, j)$ no intervalo $(k + 1)$.
- $(F \cdot v_{i,j+1/2}^{k+1}) = (v_{i-a,j-b}^k)$ é o valor de v no intervalo de tempo k no ponto $(i - a, j + 1/2 - b)$ que é trazido até o ponto $(i, j + 1/2)$.

Na prática, considera-se que os valores de $(u_{i-a,j-b}^k)$ e $(v_{i-a,j-b}^k)$ podem ser aproximados por uma interpolação bilinear, ou seja, são interpolados nas duas direções horizontais x e y , sobre os quatros pontos vizinhos inteiros da malha (CASULLI, 1990 *apud* FRAGOSO, 2005). Na prática, os valores de $(F \cdot u_{i+1/2,j}^{k+1})$ e $(F \cdot v_{i,j+1/2}^{k+1})$ são calculados encontrados os valores de a e b , que correspondem à distância percorrida em x e y pelas partículas de água que estavam nos pontos $(i + 1/2 - a, j - b)$ e $(i - a, j + 1/2 - b)$, e chegam aos pontos $(i + 1/2, j)$ e $(i, j + 1/2)$, respectivamente, em um intervalo de tempo.

2.5 Modelos de Qualidade

Assim como no **Item 2.4**, este item trata da linha evolutiva dos modelos de qualidade bidimensionais horizontais que utilizam o Método das Diferenças Finitas.

2.5.1 Esquemas de Diferenças Finitas

Diferentes esquemas numéricos foram propostos para a solução da equação de transporte (**Equação (7)**) (CHAPRA, 1997; GROSS *et al.*, 1999). Muitos deles, entretanto, podem ter problemas de conservação de massa, ou problemas de difusividade numérica. Os problemas de conservação de massa podem gerar valores errôneos, atenuando ou aumentando exageradamente a concentração. Os problemas de difusividade numérica são indesejáveis e tendem a reduzir artificialmente o gradiente de concentrações e amortecer numericamente as concentrações máximas, sendo crítico próximo de grande gradientes de velocidade (TUCCI, 1998 *apud* FRAGOSO, 2005).

Um ponto importante dos modelos de transporte é o esquema numérico utilizado para representar a advecção de quantidades escalares como calor, salinidade, poluentes, sólidos em suspensão, etc (GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999). As mais importantes propriedades de um esquema de advecção são a estabilidade e a conservação de massa. Estas propriedades se encaixam dentro do princípio de “consistência com continuidade” e devem ser respeitadas a fim de minimizar erros numéricos intrínsecos nestes esquemas (FRAGOSO, 2005).

Apenas para ilustração, os esquemas advectivos considerados serão apresentados em sua forma unidimensional para cada método. A equação de advecção escalar na forma unidimensional pode ser observada na **Equação (27)**.

$$C_t + (C \cdot u)_x = 0 \quad (27)$$

Onde:

- $C(x, t)$ é a concentração escalar;
- $u(x, t)$ é a velocidade na direção x ;

A **Equação (27)** pode ser escrita na forma de diferenças finitas adotando-se o método Euleriano explícito. Tal forma se encontra apresentada na **Equação (28)**.

$$C_i^{k+1} = C_i^k - Co_{i+1/2}^k \cdot C_r^k + Co_{i-1/2}^k \cdot C_l^k \quad (28)$$

Onde:

- $C(x, t)$ é a concentração escalar;
- $Co(x, t) = \frac{u \cdot \Delta t}{\Delta x}$ é o número de Courant;
- C_r e C_l são respectivamente as concentrações nas faces direita e esquerda da célula considerada. Elas são determinadas por simples interpolação dos valores das concentrações definidas nos centros das células da malha escalonada.

Como $(C_l)_i = (C_r)_{i-1}$, é suficiente definir o método apenas para interpolar C_r . Assim, assumindo uma velocidade positiva, pelo método *upwind*, C_r fica definido através da **Equação (29)**.

$$C_r = C_i \quad (29)$$

Esta fórmula simples permite uma grande difusão numérica (VAN EIJKEREN *et al.*, 1993 *apud* GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999).

Pelo método de diferenças centrais C_r fica definido através da **Equação (30)**.

$$C_r = \frac{1}{2} \cdot (C_i + C_{i+1}) \quad (30)$$

Este método é instável sem a adição dos termos de difusão (HIRSH, 1988 *apud* GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999).

Uma abordagem neutramente estável é através do método de *leapfrog* com diferenças centrais. Aplicando este método à **Equação (28)**, resulta na **Equação (31)**.

$$C_i^{k+1} = C_i^{k-1} - 2 \cdot (Co_{i+\frac{1}{2}}^k \cdot C_r^k - Co_{i-\frac{1}{2}}^k \cdot C_l^k) \quad (31)$$

O método *leapfrog-central* resulta em uma solução que não tem dissipações, mas apenas erros dispersivos, que resulta em fortes oscilações. Para controlar estas oscilações, varias abordagens podem ser aplicadas, tais como o filtro Asselin, utilizado por Blumberg e Mellor (BLUMBERG e MELLOR, 1987 *apud* GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999). Tal filtro substitui C_i^k pela parcela apresentada na **Equação (32)**.

$$C_i^k + \frac{\alpha}{2} \cdot (C_i^{k+1} - 2 \cdot C_i^k + C_i^{k-1}) \quad (32)$$

Nesta equação é recomendável adotar $\alpha = 0,05$. Este filtro, após as expansões das séries de Taylor, tem um erro de $K_{num} \cdot C_{xx}$, onde o coeficiente de difusão numérica esta apresentado na **Equação (33)**.

$$K_{num} = \frac{(\Delta x)^2}{\Delta t} \cdot Co^2 \cdot \frac{\alpha}{2} \quad (33)$$

No entanto, quando o filtro é aplicado, este esquema não fica mais livre de erros difusivos.

Uma alternativa comum para evitar os problemas acarretados pela aplicação dos métodos *upwind* e central é o esquema QUICK (LEONARD, 1979 *apud* GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999). Neste esquema C_r é dado pela **Equação (34)**.

$$C_r = \frac{1}{2} \cdot (C_i + C_{i+1}) - \frac{1}{8} \cdot (C_{i-1} - 2 \cdot C_i + C_{i+1}) \quad (34)$$

Este esquema pode ser considerado como central, mas com uma correção de ordem maior *upwind-parcial* para cancelar os erros de terceira ordem da série de

Taylor. Quando utilizado com progressão de tempo Euleriana explícita, o método QUICK não é estável para advecção pura.

Já o esquema QUICKEST (LEONARD, 1979 apud GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999), apresentado na **Equação (35)**, é estável para advecção pura. Este esquema é estável se $|Co| \leq 1$ e apresenta um erro de terceira ordem de truncamento espacial e no tempo quando forem assumidas condições altamente convectivas (LEONARD, 1979 apud GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999)

$$C_r = \frac{1}{2} \cdot (C_i + C_{i+1}) - \frac{1}{2} \cdot Co_{i+\frac{1}{2}}(C_{i+1} - C_i) - \frac{1}{8} \cdot [1 - (Co_{i+\frac{1}{2}})^2] \cdot (C_{i-1} - 2 \cdot C_i + C_{i+1}) \quad (35)$$

Também pode ser utilizado um esquema limitador de fluxo, chamado LWlim, que utiliza o limitador *superbee* (ROE, 1985 apud GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999) com o esquema Lax-Wendroff de segunda ordem. O esquema resultante é preservador de monotonicidade e pode ser considerado como membro de uma classe de esquemas conhecidos como diminuidores de variação total (HIRCH, 1990 apud GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999). Como o LWlim é um diminuidor de variação total e é conservativo, ele não irá criar oscilações e é garantidamente estável (LEVEQUE, 1992 apud GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999). Neste método a fórmula para C_r é dada pela **Equação (36)**.

$$C_r = C_i + \varphi_i \cdot \frac{Co_{i+\frac{1}{2}}}{2} \cdot (1 - Co_{i+\frac{1}{2}}) \cdot (C_{i+1} - C_i) \quad (36)$$

Onde:

- φ_i é o limitador;

Caso o limitador utilizado seja o *superbee*, este é dado pela **Equação (37)**.

$$\varphi_i = \max[0, \min(2r, 1), \min(\frac{1}{2r}, 2)] \quad (37)$$

Sendo que

$$r = \frac{C_i - C_{i-1}}{C_{i+1} - C_i} \quad (38)$$

Este esquema resulta em um esquema *upwind* de primeira ordem se $\varphi_i = 0$ e um esquema Lax-Wendrof de segunda ordem se $\varphi_i = 1$.

2.5.1.1 Métodos Numéricos para Transporte Bidimensional Horizontal

Para métodos conservativos com uma discretização temporal Euleriana explícita, considerando a malha apresentada na **Figura 11**, a equação de transporte escalar encontra-se apresentada na **Equação (39)** (GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999).

$$C_{i,j}^{k+1} \cdot z_{i,j}^{k+1} = C_{i,j}^k \cdot z_{i,j}^k - \frac{\Delta t}{\Delta x} \cdot (z_{i+\frac{1}{2},j}^k \cdot u_{i+\frac{1}{2},j}^{k+1} \cdot C_e^k - z_{i-\frac{1}{2},j}^k \cdot u_{i-\frac{1}{2},j}^{k+1} \cdot C_w^k) \\ - \frac{\Delta t}{\Delta y} \cdot (z_{i,j+\frac{1}{2}}^k \cdot v_{i,j+\frac{1}{2}}^{k+1} \cdot C_n^k - z_{i,j-\frac{1}{2}}^k \cdot v_{i,j-\frac{1}{2}}^{k+1} \cdot C_s^k) \quad (39)$$

Onde:

- C_e , C_w , C_n e C_s são os valores das concentrações nas faces de fluxo leste, oeste, norte e sul, respectivamente.

A equação discretizada do transporte (**Equação (39)**) é consistente com a equação discretizada de superfície livre (**Equação (22)**). Isso significa que cada o volume de água que entra por cada face de fluxo na **Equação (22)** é o mesmo volume de água que entra, carregando alguma concentração escalar na **Equação (39)**. Em um campo de concentração escalar uniforme e igual a 1; C_e , C_w , C_n e C_s serão iguais a 1 e a **Equação (39)** pode ser escrita da seguinte forma (GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999):

$$C_{i,j}^{k+1} \cdot z_{i,j}^{k+1} = z_{i,j}^k - \frac{\Delta t}{\Delta x} \cdot (z_{i+\frac{1}{2},j}^k \cdot u_{i+\frac{1}{2},j}^{k+1} - z_{i-\frac{1}{2},j}^k \cdot u_{i-\frac{1}{2},j}^{k+1}) - \frac{\Delta t}{\Delta y} \cdot (z_{i,j+\frac{1}{2}}^k \cdot v_{i,j+\frac{1}{2}}^{k+1} - z_{i,j-\frac{1}{2}}^k \cdot v_{i,j-\frac{1}{2}}^{k+1}) \quad (40)$$

A substituição da **Equação (22)** na **Equação (39)** resulta em $C_{i,j}^{k+1} = 1$. Esta condição é chamada de “consistência com continuidade” (GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999). Esta condição é suficiente para garantir que um campo escalar uniforme se mantenha uniforme ao longo da simulação. Sem essa garantia de consistência, um campo inicialmente uniforme pode rapidamente se tornar não-uniforme.

O esquema *leapfrog-central* é implementado de uma maneira consistente com a equação discretizada de superfície livre (**Equação (22)**). A **Equação (41)** é análoga da **Equação (39)** para *leapfrog-central* e é consistente com continuidade.

$$C_{i,j}^{k+1} \cdot z_{i,j}^{k+1} = C_{i,j}^{k-1} \cdot z_{i,j}^{k-1} - \frac{\Delta t}{\Delta x} \cdot [(z_{i+\frac{1}{2},j}^k \cdot u_{i+\frac{1}{2},j}^{k+1} + z_{i+\frac{1}{2},j}^{k-1} \cdot u_{i+\frac{1}{2},j}^k) \cdot C_e^k - (z_{i-\frac{1}{2},j}^k \cdot u_{i-\frac{1}{2},j}^{k+1} + z_{i-\frac{1}{2},j}^{k-1} \cdot u_{i-\frac{1}{2},j}^k) \cdot C_w^k] - \frac{\Delta t}{\Delta y} \cdot [(z_{i,j+\frac{1}{2}}^k \cdot v_{i,j+\frac{1}{2}}^{k+1} + z_{i,j+\frac{1}{2}}^{k-1} \cdot v_{i,j+\frac{1}{2}}^k) \cdot C_n^k - (z_{i,j-\frac{1}{2}}^k \cdot v_{i,j-\frac{1}{2}}^{k+1} + z_{i,j-\frac{1}{2}}^{k-1} \cdot v_{i,j-\frac{1}{2}}^k) \cdot C_s^k] \quad (41)$$

Na **Equação (41)** C é centrada no tempo k . Se u e v são tomadas no tempo k , e portanto não consistente com continuidade, resultam fortes oscilações e ocorrem instabilidade nas regiões de secagem e inundação logo no início das simulações. Em contraste, a aplicação do *leapfrog-central* apresentado na **Equação (41)** permanece estável durante um longo período de simulação (GROSS, KOSEFF e MONISMITH, 1999).

O método LWlim também é resolvido com um avanço de tempo diferente do apresentado na **Equação (39)**. Divisão direcional é utilizada, como é comum em esquemas com limitação de fluxo, para assegurar uma solução livre de oscilações. Para permanecer consistente com continuidade a concentração escalar intermediária pode ser computada através da **Equação (42)**.

$$\bar{C}_{i,j}^k \cdot \bar{z}_{i,j}^k = C_{i,j}^k \cdot z_{i,j}^k - \frac{\Delta t}{\Delta x} \cdot (z_{i+1/2,j}^k \cdot u_{i+1/2,j}^{k+1} \cdot C_e^k - z_{i-1/2,j}^k \cdot u_{i-1/2,j}^{k+1} \cdot C_w^k) \quad (42)$$

Onde $\bar{z}$ é pela **Equação (43)**.

$$\bar{z}_{i,j}^k = z_{i,j}^k - \frac{\Delta t}{\Delta x} \cdot (z_{i+1/2,j}^k \cdot u_{i+1/2,j}^{k+1} - z_{i-1/2,j}^k \cdot u_{i-1/2,j}^{k+1}) \quad (43)$$

A concentração escalar é então atualizada, o que pode ser observado através da **Equação (44)**

$$C_{i,j}^{k+1} \cdot z_{i,j}^{k+1} = \bar{C}_{i,j}^k \cdot \bar{z}_{i,j}^k - \frac{\Delta t}{\Delta x} \cdot (z_{i,j+1/2}^k \cdot v_{i,j+1/2}^{k+1} \cdot \bar{C}_n^k - z_{i,j-1/2}^k \cdot v_{i,j-1/2}^{k+1} \cdot \bar{C}_s^k) \quad (44)$$

2.6 O Modelo Utilizado (IPH-ECO)

O modelo matemático aplicado neste estudo emprega o equacionamento desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH), para a simulação de fenômenos relacionados com a hidrodinâmica, o transporte de nutrientes e o desenvolvimento de fitoplâncton em lagos, estuários e reservatórios, denominado IPH-ECO (FRAGOSO, 2005, 2009). Em sua versão original, o modelo foi testado em diferentes aplicações e, para este trabalho, foi totalmente reescrito para simulação das condições do reservatório Billings, notadamente as condições de contorno hidráulicas e de aporte de constituintes.

O modelo é composto de três módulos, conforme descritos a seguir (FRAGOSO, 2005):

- Módulo hidrodinâmico;
- Módulo de transporte;
- Módulo biológico.

O módulo hidrodinâmico resolve as equações de escoamento gerando campos de velocidade nas direções transversal e longitudinal e valores do nível d'água em cada uma das células em cada intervalo de tempo de cálculo. O módulo de transporte utiliza a solução hidrodinâmica para descrever os processos de transporte e mistura que ocorrem para uma substância qualquer, dissolvida na água de forma homogênea. O módulo biológico faz uso das soluções hidrodinâmicas e de transporte para estimar a dinâmica de biomassa de algas, descrevendo os mecanismos relacionados ao transporte, crescimento e consumo de sua biomassa (FRAGOSO, 2005).

Este modelo pode funcionar de forma acoplada ou desacoplada (**Figura 12**). Na forma acoplada, os módulos funcionam de forma integrada no tempo. Todos os módulos são ativados e para cada passo de tempo tem uma solução seqüencial dos três módulos em batelada. Este tipo de esquema é usado quando se pretende simular poucas vezes períodos curtos de um determinado evento. Para simulações repetitivas e de períodos longos este tipo de procedimento já não é vantajoso. Na

forma desacoplada os módulos são simulados de forma separada. As variáveis hidrodinâmicas são previamente processadas, armazenadas e em seguida utilizadas para no cálculo dos módulos seguintes. Isso faz com que o processo computacional seja bastante minimizado, uma vez que a solução hidrodinâmica tem maior peso numérico e não necessita ser simulada novamente para o cálculo das concentrações das variáveis do modelo de qualidade. Entretanto, o uso desse esquema pode gerar um banco de dados amplo, muitas vezes incapaz de ser armazenado (FRAGOSO, 2005).

Figura 12 - Representação esquemática do modelo (FRAGOSO, 2005)

O modelo permite ainda considerar os seguintes aspectos da hidrodinâmica local:

- Influência do bombeamento de água para abastecimento;
- Influência das regras de operação do reservatório;

- Influência do vento sobre o escoamento do reservatório;
- Efeitos de inundação e secagem em determinadas regiões;
- Aporte de água da bacia hidrográfica.

No modelo aplicado ao presente estudo, as equações de escoamento e de transporte são discretizadas espacialmente em uma grade regular que consiste em células computacionais quadradas com comprimento Δx e largura Δy (onde $\Delta x = \Delta y$).

2.6.1 Equações Hidrodinâmicas

Neste modelo as equações básicas da hidrodinâmica são resolvidas através do método semi-implícito de Casulli (CASULLI, 1990; FRAGOSO, 2005) conforme apresentado no **Item 2.4.1.3**.

A substituição da discretização semi-implícita, segundo Casulli (1990), da **Equação (2)** e da **Equação (3)** na **Equação (1)**, resulta em uma única equação do tipo (FRAGOSO, 2005):

$$A \cdot z_{i,j}^{k+1} + B \cdot z_{i+1,j}^{k+1} + C \cdot z_{i-1,j}^{k+1} + D \cdot z_{i,j+1}^{k+1} + E \cdot z_{i,j-1}^{k+1} = F \quad (45)$$

Onde os coeficientes A , B , C , D , E e F são termos calculados no tempo k . Estes coeficientes têm a seguinte forma (FRAGOSO, 2005):

$$A = 1 - B - C - D - E \quad (46)$$

$$B = - \frac{P_B \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta x^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i+1/2,j}^k)} \quad (47)$$

$$C = - \frac{P_C \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta x^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i-1/2,j}^k)} \quad (48)$$

$$D = -\frac{P_D \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta y^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j+\frac{1}{2}}^k)} \quad (49)$$

$$E = -\frac{P_E \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta y^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j-\frac{1}{2}}^k)} \quad (50)$$

$$\begin{aligned} F = \eta_{i,j}^k & - \frac{P_B \cdot \Delta t \cdot (Fu_{i+\frac{1}{2},j}^k + \Delta t \cdot Wx_{i+\frac{1}{2},j}^k)}{\Delta x \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i+\frac{1}{2},j}^k)} + \frac{P_C \cdot \Delta t \cdot (Fu_{i-\frac{1}{2},j}^k + \Delta t \cdot Wx_{i-\frac{1}{2},j}^k)}{\Delta x \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i-\frac{1}{2},j}^k)} \\ & - \frac{P_D \cdot \Delta t \cdot (Fv_{i,j+\frac{1}{2}}^k + \Delta t \cdot Wy_{i,j+\frac{1}{2}}^k)}{\Delta y \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j+\frac{1}{2}}^k)} \\ & + \frac{P_E \cdot \Delta t \cdot (Fv_{i,j-\frac{1}{2}}^k + \Delta t \cdot Wy_{i,j-\frac{1}{2}}^k)}{\Delta y \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j-\frac{1}{2}}^k)} \end{aligned} \quad (51)$$

Vale observar que o termo F apresentado na **Equação (45)** e na **Equação (51)**, que é apenas um termo utilizado para simplificar o cálculo aplicando-se o método numérico, não é o mesmo que o apresentado na **Equação (20)** e na **Equação (21)**, que corresponde à discretização espacial dos termos convectivos.

A **Equação (45)**, aplicada em todas as células, resulta num sistema de equações lineares. A matriz que representa este sistema é positiva definida e tem uma única solução, quando $z_{i\pm\frac{1}{2},j}^k \geq 0$ e $z_{i,j\pm\frac{1}{2}}^k \geq 0$. A matriz é resolvida utilizando o método dos gradientes conjugados pré-condicionados (PRESS *et al.*, 1992 *apud* FRAGOSO, 2005).

O esquema de diferenças finitas semi-implícito é estável, de acordo com a condição de Von Neumann (CASULLI & CATTANI, 1994 *apud* FRAGOSO, 2005), se a seguinte inequação for satisfeita:

$$\Delta t \leq \left[2 \cdot A_h \left(\frac{1}{\Delta x^2} + \frac{1}{\Delta y^2} \right) \right]^{-1} \quad (52)$$

Esta formulação foi denominada de modelo TRIM2D (CASULLI, 1990, *apud* FRAGOSO, 2005). Collischonn e Motta Marques (COLLISCHONN e MARQUES, 2003) desenvolveram uma versão computacional desta formulação e, finalmente, Frago (FRAGOSO, 2005) introduziu:

- Um algoritmo de secagem e inundação (CHENG *et al.*, 1993; BAW, 1990 *apud* FRAGOSO, 2005);
- Mudança do esquema numérico aplicado aos termos advectivos da equação de transporte (GROSS *et al.*, 1999 *apud* FRAGOSO, 2005);
- Incorporação de um ponderador temporal no esquema de diferenças finitas para o módulo hidrodinâmico (CASULLI e CATTANI, 1994 *apud* FRAGOSO, 2005);

2.6.1.1 Algoritmo de Secagem e Inundação

Com a evolução dos níveis o sistema terá áreas que inundam e secam durante a simulação ao longo do tempo. No modelo são células que podem ficar secas ou inundadas. O método é simples: toda a vez que a profundidade na face média de uma célula computacional seja menor ou igual a 10 cm aumenta-se artificialmente a rugosidade nesta face através de um multiplicador exponencial para o coeficiente de fricção de fundo (γ).

2.6.1.2 Incorporação de um Ponderador Temporal

Uma ponderação entre o tempo k e o tempo $k + 1$ foi introduzida, em substituição ao esquema completamente implícito utilizado inicialmente para todos os termos dos gradientes de elevação da superfície da água nas equações de momento e da divergência das velocidades na equação da continuidade (WANG *et al.*, 1998 *apud* FRAGOSO, 2005). O ponderador temporal θ pode assumir valores entre 0 e 1. Para $\theta = 1$, o esquema numérico fica completamente implícito, como pode ser observado da **Equação (53)** a **Equação (56)**, enquanto para $(\theta = 0)$ o esquema fica totalmente explícito.

$$\frac{\partial \eta}{\partial x} = \theta \cdot \frac{\eta_{i+1,j}^{k+1} - \eta_{i,j}^{k+1}}{\Delta x} + (1 - \theta) \cdot \frac{\eta_{i+1,j}^k - \eta_{i,j}^k}{\Delta x} \quad (53)$$

$$\frac{\partial \eta}{\partial y} = \theta \cdot \frac{\eta_{i,j+1}^{k+1} - \eta_{i,j}^{k+1}}{\Delta y} + (1 - \theta) \cdot \frac{\eta_{i,j+1}^k - \eta_{i,j}^k}{\Delta y} \quad (54)$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} = \theta \cdot \frac{u_{i+1,j}^{k+1} - u_{i,j}^{k+1}}{\Delta x} + (1 - \theta) \cdot \frac{u_{i+1,j}^k - u_{i,j}^k}{\Delta x} \quad (55)$$

$$\frac{\partial v}{\partial y} = \theta \cdot \frac{v_{i,j+1}^{k+1} - v_{i,j}^{k+1}}{\Delta y} + (1 - \theta) \cdot \frac{v_{i,j+1}^k - v_{i,j}^k}{\Delta y} \quad (56)$$

Assim, os coeficientes A, B, C, D, E e F da **Equação (45)** são atualizados e reescritos da seguinte forma:

$$A = 1 - B - C - D - E \quad (57)$$

$$B = -\theta^2 \cdot \frac{P_B \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta x^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i+\frac{1}{2},j}^k)} \quad (58)$$

$$C = -\theta^2 \cdot \frac{P_C \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta x^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i-\frac{1}{2},j}^k)} \quad (59)$$

$$D = -\theta^2 \cdot \frac{P_D \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta y^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j+\frac{1}{2}}^k)} \quad (60)$$

$$E = -\theta^2 \cdot \frac{P_E \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta y^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j-\frac{1}{2}}^k)} \quad (61)$$

$$\begin{aligned}
F = \eta_{i,j}^k & - \frac{\theta \cdot P_B \cdot \Delta t \cdot \left(F u_{i+\frac{1}{2},j}^k - (1-\theta) \cdot \left(g \cdot \frac{\Delta t}{\Delta x} \right) \cdot (\eta_{i+1,j}^k - \eta_{i,j}^k) + \Delta t \cdot W x_{i+\frac{1}{2},j}^k \right)}{\Delta x \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i+\frac{1}{2},j}^k)} \\
& + \frac{\theta \cdot P_C \cdot \Delta t \cdot \left(F u_{i-\frac{1}{2},j}^k - (1-\theta) \cdot \left(g \cdot \frac{\Delta t}{\Delta x} \right) \cdot (\eta_{i,j}^k - \eta_{i-1,j}^k) + \Delta t \cdot W x_{i-\frac{1}{2},j}^k \right)}{\Delta x \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i-\frac{1}{2},j}^k)} \\
& - \frac{\theta \cdot P_D \cdot \Delta t \cdot \left(F v_{i,j+\frac{1}{2}}^k - (1-\theta) \cdot \left(g \cdot \frac{\Delta t}{\Delta y} \right) \cdot (\eta_{i,j+1}^k - \eta_{i,j}^k) + \Delta t \cdot W y_{i,j+\frac{1}{2}}^k \right)}{\Delta y \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j+\frac{1}{2}}^k)} \\
& + \frac{\theta \cdot P_E \cdot \Delta t \cdot \left(F v_{i,j-\frac{1}{2}}^k - (1-\theta) \cdot \left(g \cdot \frac{\Delta t}{\Delta y} \right) \cdot (\eta_{i,j}^k - \eta_{i,j-1}^k) + \Delta t \cdot W y_{i,j-\frac{1}{2}}^k \right)}{\Delta y \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j-\frac{1}{2}}^k)} \\
& - (1-\theta) \cdot \left(\frac{\Delta t}{\Delta x} \right) \cdot (P_B \cdot u_{i+1,j}^k - P_C \cdot u_{i,j}^k) - (1-\theta) \cdot \left(\frac{\Delta t}{\Delta y} \right) \\
& \cdot (P_D \cdot v_{i,j+1}^k - P_E \cdot v_{i,j}^k)
\end{aligned}
\tag{62}$$

Para um sistema com massa específica constante, o método é estável para valores de θ maiores do que 0,5 e instável para valores de θ menores do que 0,5 (CASULLI & CATTANI, 1994 *apud* FRAGOSO, 2005). Esses mesmos autores verificaram que na medida em que θ se aproxima de 0,5 a diagonal principal da matriz solução do sistema de equações torna-se crescentemente dominante, garantindo uma rápida convergência além de uma maior eficiência computacional na solução da matriz. Teoricamente, se θ for igual a 0,5, o método numérico permanece estável conduzindo o modelo a uma máxima precisão e eficiência da solução. Entretanto, para este valor ($\theta = 0,5$), pequenas perturbações de onda podem se propagar indefinidamente ao longo do sistema. Portanto, em aplicações práticas, recomenda-se utilizar valores de θ compreendidos entre 0,55 e 0,60 (WANG *et al.*, 1998 *apud* FRAGOSO, 2005).

2.6.2 Equações Cinéticas

Para a solução da equação do transporte (**Equação (7)**) foi utilizado o esquema LWlim, ou seja Lax-Wendroff limitado com limitador de fluxo *Superbee* de 2ª ordem o qual apresenta boa precisão e baixa difusão numérica (LEVEQUE, 1990 *apud* FRAGOSO, 2005) e já foi apresentado em detalhes no **Item 2.5**.

Dentre as variáveis monitoradas durante o Projeto QAPB, foram selecionadas cinco relacionadas diretamente com o ciclo de florações algais, são elas: nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e clorofila-a (Phyt).

A **Figura 13** apresenta, de forma simplificada, o esquema utilizado para a representação das variáveis e processos modelados diretamente ou indiretamente (FRAGOSO, 2005). Os principais processos modelados estão apresentados, em detalhe, na **Tabela 2**. Ressaltando-se que todas essas variáveis estão sujeitas a processos hidrodinâmicos (advecção e difusão).

As comunidades zooplânctônica, de macrófitas aquáticas e bentônica foram modeladas indiretamente. Considerou que os nutrientes servem como fonte de energia para o fitoplâncton (CHAPRA, 1997) podendo ser assimilado em sua produção. O consumo das algas por outros organismos foi simplificado sendo representado por uma simples taxa de decaimento. Os processos bióticos considerados procuram aproximar de maneira mais realística o crescimento, consumo e interação das algas com os nutrientes.

Figura 13 - Representação simplificada das interações envolvendo as variáveis de prognóstico (elipse dupla), as variáveis de diagnóstico (elipse simples), as variáveis modeladas indiretamente (elipse tracejada) e os processos (retângulos). (WEIA *et al.*, 2004 *apud* FRAGOSO, 2005).

Tabela 2 - Termo de perdas e ganhos para as variáveis de estado consideradas.

$$\frac{\partial \text{Phyt}}{\partial t} = \underbrace{f_{\text{Phyt}}^{\text{PPH}}(\text{Phyt}, T, N, P, I)}_{\text{produção}} + \underbrace{f_{\text{Phyt}}^{\text{RES}}(\text{Phyt}, T)}_{\text{respiração}} + \underbrace{f_{\text{Phyt}}^{\text{MORT}}(\text{Phyt})}_{\text{mortalidade}} + \underbrace{f_{\text{Phyt}}^{\text{GRA}}(\text{Phyt}, T)}_{\text{consumo}} + \underbrace{f_{\text{Phyt}}^{\text{SED}}(\text{Phyt})}_{\text{sedimentação}}$$

$$\frac{\partial \text{NT}}{\partial t} = \underbrace{f_{\text{NT}}^{\text{PPH}}(\text{Phyt}, T, N, P, I)}_{\text{assimilação}}$$

$$\frac{\partial \text{PT}}{\partial t} = \underbrace{f_{\text{PT}}^{\text{PPH}}(\text{Phyt}, T, N, P, I)}_{\text{assimilação}} + \underbrace{f_{\text{PT}}^{\text{SED}}(P)}_{\text{sedimentação}}$$

$$\frac{\partial \text{OD}}{\partial t} = \underbrace{f_{\text{DBO}}^{\text{MIN}}(T, \text{DBO})}_{\text{mineralização}} + \underbrace{f_{\text{O}_2}^{\text{NIT}}(T, \text{OD})}_{\text{sedimentação}} + \underbrace{f_{\text{O}_2}^{\text{PP}}(\text{Phyt}, T)}_{\text{produção primária}} + \underbrace{f_{\text{O}_2}^{\text{RES}}(\text{Phyt}, T, F)}_{\text{respiração}} + \underbrace{f_{\text{O}_2}^{\text{SD}}(T, \text{Vento})}_{\text{reaeração}}$$

$$\frac{\partial \text{DBO}}{\partial t} = \underbrace{f_{\text{DBO}}^{\text{MIN}}(T, \text{DBO})}_{\text{mineralização}}$$

Na sequência, será apresentada com mais detalhe a aproximação matemática de cada processo.

2.6.2.1 Produção

A produção é entendida como o aumento de biomassa expressa em gramas de peso seco por dia (FRAGOSO, 2005). A produção também pode ser expressa em gramas de oxigênio por grama de biomassa fitoplanctônica, uma vez que 1g de biomassa assimilada corresponde a 1g de oxigênio produzido. A produção é uma função dos seguintes fatores: taxa máxima de crescimento, temperatura da água, horas de luz no dia, intensidade da luz na superfície da água, condições da luz na água, conteúdo de fósforo e nitrogênio na água e no fitoplâncton. Matematicamente, a produção do fitoplâncton pode se expressa por:

$$\mu_p(T, N, I) = \mu_T \cdot \mu_N \cdot \mu_I \quad (63)$$

Onde $\mu_p(T, N, I)$ é a taxa de produção primária como uma função da temperatura (μ_T), nutrientes (μ_N) e luz (μ_I). O efeito da temperatura na produção primária pode ser uma função exponencial, que é largamente utilizada em modelos de fitoplâncton (EPPLEY, 1972; CANALE e VOGEL, 1974 *apud* FRAGOSO, 2005), a qual apresenta apenas dois parâmetros para controlar.

$$\mu_T = G_{max} \cdot \theta_T^{T-20} \quad (64)$$

Onde:

- μ_T é a taxa de crescimento devido à temperatura (dia^{-1});
- G_{max} é a taxa máxima de crescimento algal a 20°C;
- θ_T é o coeficiente de efeito da temperatura.

Pode ser utilizada uma função de saturação de Monod para modelar o efeito da limitação de nutrientes no crescimento do fitoplâncton. Como neste estudo mais de um tipo de nutriente pode ser assimilado pelo fitoplâncton, é preferível a utilização da lei de Liebig para representar este processo (LUCAS, 1997 *apud* FRAGOSO, 2005):

$$\mu_N = \min\left(\frac{n}{n + k_N}, \frac{p}{p + k_P}\right) \quad (65)$$

Onde:

- μ_N é a taxa de crescimento devido a limitação por nutrientes (dia^{-1});
- n e p são as concentrações de nitrogênio e fósforo, respectivamente;
- k_N e k_P são os coeficientes de meia saturação para nitrogênio e fósforo, respectivamente.

A dependência da taxa de crescimento do fitoplâncton à luz pode ser aproximada através de uma função que considera a inibição do crescimento em altos níveis de intensidade de luz (STEELE, 1965 *apud* FRAGOSO, 2005).

$$\mu_I = \frac{2,718 \cdot f_p \cdot (e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_2})}{k_e \cdot (\eta + h)} \quad (66)$$

Sendo:

$$\alpha_1 = \frac{f_{PAR} \cdot I_a \cdot e^{-k_e \cdot (\eta + h)}}{I_S} \quad (67)$$

$$\alpha_2 = \frac{f_{PAR} \cdot I_a}{I_S} \quad (68)$$

Onde:

- μ_I é a taxa de crescimento do fitoplâncton devido a dependência de luz (dia^{-1});
- f_p é o fotoperíodo ($\text{h}/24\text{h}$);
- f_{PAR} é a fração de radiação fotosinteticamente ativa (PAR);
- I_a é a radiação solar corrente ($\text{kJ m}^{-2} \text{dia}^{-1}$);
- I_S é a intensidade de luz ótima para crescimento algal ($\text{kJ m}^{-2} \text{dia}^{-1}$);
- k_e é o coeficiente de atenuação da luz (m^{-1}). Este coeficiente de atenuação da luz está relacionado com a concentração de clorofila-a na água (RILEY, 1956 *apud* FRAGOSO, 2005):

$$k_e = k'_e + 0,0088 \cdot a + 0,054 \cdot a^{2/3} \quad (69)$$

Onde:

- k'_e é a atenuação da luz (m^{-1}) devido à cor da água, partículas em suspensão não voláteis e detritos.

2.6.2.2 *Respiração, Mortalidade e Consumo*

Os processos que contribuem para a taxa de perda de massa do fitoplâncton são a respiração, excreção e consumo pelo zooplâncton e outros animais. Eles são comumente modelados como um simples decaimento de primeira ordem, sendo que respiração e excreção são dependentes da temperatura (FRAGOSO, 2005):

$$\mu_L = \mu_R + \mu_G \quad (70)$$

$$\mu_R = k_{re} + \theta_R^{T-20} \quad (71)$$

$$\mu_G = k_{gz} \quad (72)$$

Onde:

- μ_L é a taxa de perda total de biomassa de fitoplâncton (dia^{-1});
- μ_R é a taxa de perda devido a respiração e excreção (dia^{-1});
- μ_G é a taxa de mortalidade do fitoplâncton devido ao consumo pelo zooplâncton e outros organismos (dia^{-1});
- k_{re} é a taxa de respiração e excreção;
- k_{gz} é a taxa de mortalidade do fitoplâncton devido ao consumo pelo zooplâncton e outros organismos;
- θ_R é o coeficiente do efeito da temperatura na respiração.

2.6.2.3 Sedimentação

As taxas de sedimentação do fitoplâncton e fósforo também podem ser modeladas através de um decaimento de primeira ordem dependente da profundidade local (CHAPRA, 1997):

$$\mu_{S,Fito} = \frac{k_{SF}}{H} \quad (73)$$

$$\mu_{S,P} = \frac{k_{SP}}{H} \quad (74)$$

2.6.2.4 Assimilação de Nutrientes pelo Fitoplâncton

Quatro importantes suposições foram feitas para a modelação da assimilação de nutrientes pelo fitoplâncton (FRAGOSO, 2005):

- Foi fixada uma conversão estequiométrica para conversão de nutrientes para biomassa de fitoplâncton;
- Foi assumido que não existe perda de massa fitoplanctônica devido aos processos de degradação;
- Fósforo total e nitrogênio total podem ser assimilados pelo fitoplâncton e os demais processos foram desprezados tais como denitrificação, sedimentação do nitrogênio e ressuspensão. A razão de nitrogênio por clorofila a na biomassa de fitoplâncton foi adotada como 8 mgN/mgChla e a razão de fósforo por clorofila a na biomassa de fitoplâncton foi adotada como 1,5 mgP/mgChla (JØRGENSEN, 1994).

2.6.2.5 Mineralização

O processo de mineralização pode ser aproximado por meio de uma equação de primeira ordem que depende da temperatura da água. A dependência da temperatura segue a equação de Arrhenius, onde a taxa aumenta exponencialmente com a temperatura (FRAGOSO, 2005):

$$\mu_{Min} = k_{Min} \cdot \theta_M^{T-20} \quad (75)$$

Onde:

- k_{Min} é a taxa de mineralização em dia^{-1} na água a 20°C
- θ_M é um coeficiente do efeito da temperatura na mineralização
- T é a temperatura da água em $^\circ\text{C}$.

O oxigênio consumido relacionado aos fluxos de mineralização (decompositores), também conhecido como Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), pode ser calculado por meio de dois fatores de conversão, corrigindo seu valor pela concentração de oxigênio disponível.

2.6.2.6 Reaeração

A reaeração é a difusão de oxigênio proveniente da atmosfera que cruza a superfície da água. Podem ser consideradas as seguintes equações para o cálculo da reaeração atmosférica:

$$OD_{Sat} = 14,652 - 0,41022 \cdot T + 7,991 \cdot 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5} \cdot T^3 \quad (76)$$

$$t_{O_2, Reaer} = k_{Reaer} \cdot (OD_{Sat} - OD) \cdot \theta_{Reaer}^{(T-20)} \quad (77)$$

Onde:

- $\theta_{Reaer}^{(T-20)}$ é uma função que representa o efeito da temperatura na reaeração;

A constante de reaeração (k_{Reaer}) é dependente não apenas da temperatura, mas também da velocidade do vento (W). Além disso, a temperatura tem uma influência de ordem exponencial sobre a reaeração (DOWNING & TRUESDALE, 1955 *apud* FRAGOSO, 2005). A influência do vento na reaeração pode ser descrita utilizando uma equação empírica (BANKS & HERRERA, 1977 *apud* FRAGOSO, 2005):

$$k_{Reaer} = 0,727 \cdot W^{0.5} - 0,371 \cdot W + 0,0376 \cdot W^2 \quad (78)$$

Onde

- W é a velocidade do vento

2.6.2.7 Nitrificação

A nitrificação é um processo microbial aeróbio que envolve a transformação de amônia em nitrato. Ele pode ser modelado como um processo de primeira ordem em função da temperatura e da concentração de nitrogênio na água. O correspondente consumo de oxigênio decorrente do processo de nitrificação pode ser calculado usando uma fator de conversão de 2 moles de O_2 por mol de NH_4 e a razão dos pesos molecular (FRAGOSO, 2005).

O efeito da temperatura na taxa de nitrificação pode ser expresso por:

$$uFunTm_{Nitr} = \theta_{Nitr}^{(T-20)} \quad (79)$$

Onde:

- θ_{Nitr} é uma constante aproximadamente igual a 1,08 a 20°C
- T é a temperatura da água em °C.

3 O RESERVATÓRIO BILLINGS

3.1 Histórico

A primeira interferência antrópica que se tem notícia na região de interesse deste projeto data de 1923 (EMAE, 2008), quando foi atribuída ao engenheiro americano Asa White Kenney Billings a incumbência dos estudos necessários para viabilizar novas fontes de energia elétrica na região de São Paulo. Isto decorreu da dramática carência de energia verificada na década de 1920, reflexo no continente sul americano da Primeira Guerra Mundial. Para tanto, foram obtidas as primeiras informações precisas sobre a topografia e a hidrografia da Serra do Mar.

Nestas condições a solução encontrada foi a construção de barragens nas proximidades da cumeada da serra, nos vales dos rios que correm para o interior, represando suas águas em grandes reservatórios e daí, canalizando-as para a crista de serra onde, despejadas pela vertente marítima a grande altitude, são aproveitadas para a geração de energia hidroelétrica em usina instalada no pé da serra.

Após esses estudos realizados pelo engenheiro Billings, foi recomendado o represamento do Rio Grande (ou Rio Jurubatuba), formando um reservatório, que posteriormente viria a ser conhecido como Reservatório Billings em homenagem ao seu idealizador, com desvio das águas para o leito do Rio das Pedras, da bacia oceânica, onde se localizaria um reservatório, que posteriormente viria a ser conhecido como Reservatório do Rio das Pedras, apto a atender à primeira etapa de construção da usina.

Na seqüência, veio o Projeto Serra, quando em 1928 a empresa canadense que operava o Sistema nessa época, chamada São Paulo Light Improvements (Light), firmou com o Governo do Estado de São Paulo, um contrato em que obtinha concessão para conduzir para o reservatório Billings as águas aproveitáveis da bacia do Tietê, em etapas sucessivas para ampliação da produção de energia elétrica em Cubatão. A construção da usina tinha por fim tirar proveito do grande desnível existente entre o planalto paulistano e a Baixada Santista e, ainda tendo

como benefício, a mitigação das enchentes no canal dos rios Pinheiros e do Tietê, tal como se verificou na histórica enchente de 1929.

Inicialmente, foi construída uma primeira usina externa e em seguida, uma segunda usina subterrânea, tal como se observa atualmente (EMAE, 2008). A capacidade máxima de vazão do Rio Pinheiros, antes das obras de canalização era de $40 \text{ m}^3/\text{s}$, valor considerado insuficiente para escoamento das vazões dos tributários, que chegavam a contribuir com $160 \text{ m}^3/\text{s}$ nos períodos das grandes chuvas (PMSBC/JICA, 2007). A construção do canal do Rio Pinheiros foi realizada basicamente com três objetivos:

- Evitar, de forma definitiva, as alterações no curso d'água e controlar de maneira efetiva as inundações freqüentes na área de drenagem;
- Sanear as várzeas do rio através do aterro destas áreas, possibilitando a urbanização dos terrenos;
- Aproveitar o potencial hidráulico disponível para a geração de energia elétrica, através da instalação de equipamentos para a reversão do fluxo natural.

Posteriormente a esta canalização, uma vez implantado o reservatório, ele foi então operado com vistas à geração hidrelétrica propriamente dita. E, tendo sido operado com esta finalidade, teve relevante papel no suporte de energia elétrica a respaldar o crescimento da grande metrópole que se tornou São Paulo. O histórico detalhado dos aproveitamentos hídricos do que hoje se denomina de Sistema Alto Tietê, foge aos objetivos deste trabalho.

No que se refere às obras hidráulicas propriamente ditas, pode-se ainda mencionar na década de 1980, o seccionamento do reservatório Billings em dois compartimentos: o de Pedreira e o do braço do Rio Grande, tal como são encontrados hoje. Este seccionamento decorreu da tentativa de se preservar a tomada d'água para o ABC paulista na região de Rio Grande da Serra e Ribeirão Pires. A “mancha anaeróbia”, tal como se costumava chamar a faixa de água escura que atravessava o reservatório, decorrente do bombeamento das águas poluídas dos rios Tietê e Pinheiros pela Estação Elevatória de Pedreira, freqüentemente se aproximava da captação da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), próxima à via Anchieta, comprometendo a qualidade da água a ser aduzida (PMSBC/JICA, 2007).

Como já mencionado, mesmo na presença de intensos conflitos de uso, no fim de década de 80, obteve-se consenso público de que o reservatório deveria ser preservado para o abastecimento da população. Assim sendo, foi incluído no artigo 46 da Constituição do Estado de São Paulo, datada de 1990, nas Disposições Transitórias, a permissão para os bombeamentos em Pedreira, apenas em casos específicos, como a proteção contra enchentes, crises energéticas, bloom de algas ou necessidade de expulsão da cunha salina em Cubatão, tal como regulamentado pelas várias resoluções conjuntas editadas pelas Secretarias de Meio Ambiente (SMA), e Energia e Saneamento, do Estado de São Paulo, quais fossem suas várias denominações ao longo do tempo. Seguem-se a esta resolução, duas outras, a resolução SMA 002/2000 e a resolução conjunta SEE/SMA/SRHSO 1, de 31/01/2001, concebida para dar suporte aos testes de flotação, mas que só foram possíveis de serem implementados no momento atual.

Assim sendo o bombeamento das águas em Pedreira para fins de geração de eletricidade se deu entre 1957 e 1992. A partir de 1993 passa-se a operar a estação elevatória de Pedreira visando apenas o controle de enchentes na bacia do Rio Pinheiros. A vazão média bombeada no período de 1939 a 1997 foi de 50,0 m³/s (PMSBC/JICA, 2007). O comportamento geral destes bombeamentos praticados pode ser observado na **Figura 14**, onde são apresentadas as vazões médias anuais bombeadas por Pedreira no período de 1983 a 2007.

Figura 14 - Vazões médias anuais bombeadas por Pedreira entre 1983 e 2007.

Sancionada em julho de 2009, a Lei Específica da Billings define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Represa Billings (APRM-B) e tem por objetivo principal garantir a proteção e a recuperação do manancial, preservando o caráter produtor de água da região. Para isso, foi instituído um sistema de gestão envolvendo o Estado e os municípios de forma a assegurar a preservação dos 80% de área com cobertura vegetal da bacia e permitir a implantação de infra-estrutura sanitária adequada nas áreas urbanizadas.

A lei divide a bacia de contribuição do reservatório em compartimentos ambientais e estabelece como meta a redução da carga de fósforo total gerada em cada compartimento que afluí para o reservatório. No total a lei estabelece uma carga máxima de 281 kg/dia de fósforo total afluente aos reservatórios Billings e Rio Grande.

3.2 Descrição Atual do Reservatório Billings

Os principais corpos hídricos na região do Reservatório Billings são: o próprio reservatório, o Reservatório do Rio das Pedras, o Reservatório do Rio Grande, o Reservatório do Guarapiranga e o Rio Pinheiros.

Atualmente o Reservatório Billings é composto por nove braços, apresentados, são eles: Braço do Rio Grande ou Jurubatuba, separado do corpo central pela barragem da Rodovia Anchieta (SP-150); Braço do Rio Pequeno; Braço do Rio Capivari; Braço do Rio Pedra Branca; Braço do Taquacetuba; Braço do Bororé; Braço do Cocaia, Braço do Rio Grota Funda, Braço do Alvarenga.

Sobre o reservatório já atravessam duas das principais rodovias que passam pela região metropolitana de São Paulo, a Rodovia dos Imigrantes, que causa um estreitamento na largura do corpo central do reservatório (que passa de 500 m para 50 m, aproximadamente, sob a ponte da rodovia) e Rodovia Anchieta, que separa o Reservatório Billings do Reservatório do Rio Grande, pois sob a rodovia existe uma barragem. Além disto, já está em fase final de construção, o trecho do Rodoanel Mario Covas que também irá passar sobre o reservatório.

A captação para abastecimento do Reservatório Rio das Pedras, para posterior uso para geração energética na Usina Henry Borden é feita através da Barragem Reguladora Billings-Pedras, historicamente denominada de Summit Control.

A SABESP transfere água do Reservatório Billings para o Reservatório Guarapiranga através de uma captação localizada no Braço do Rio Taquacetuba.

A reversão do Rio Pinheiros para o Reservatório Billings ocorre, em última instância, através da Estação Elevatória de Pedreira.

As localizações de todos estes pontos de interesse estão indicadas na **Figura 15**.

Desta maneira, o Reservatório Billings pode ser classificado como um reservatório para múltiplos usos. Facilmente, é possível identificar que o reservatório é utilizado para fornecimento de água para geração de energia elétrica, através da Barragem Reguladora Billings-Pedras, e para abastecimento público, através da captação da SABESP no Braço do Taquacetuba. O reservatório é utilizado, ainda, para controle de cheias das várzeas dos rios Pinheiros e Tietê, através da reversão do Rio Pinheiros.

Além destes usos de fácil identificação, o reservatório é utilizado para pesca, lazer e dessedentação de animais.

Portanto fica claro que os diferentes usos do reservatório geram conflitos com relação a quantidade e à qualidade da água disponível. Por exemplo, não é mais possível a reversão do Rio Pinheiros para o reservatório por causa da qualidade da água do rio e desta maneira não é possível operar a Usina Henry Borden, uma das usinas mais eficientes do Brasil, no seu máximo, pois a água disponível no reservatório deve ser prioritariamente utilizada para abastecimento público, necessitando de uma qualidade superior.

Para tentar solucionar este problema está operando, o protótipo de uma estação de tratamento das águas do Rio Pinheiros pelo processo de flotação, de modo que seja possível a reversão da água ao reservatório sem comprometer a qualidade deste.

Com relação às classes de enquadramento, o corpo hídrico do reservatório Billings, pode ser dividido em duas regiões principais. A região norte, que abrange o corpo central e os braços ao norte do reservatório é enquadrada como classe 2. A região sul, composta principalmente pelos braços do Taquacetuba, Pedra Branca e Capivari, é enquadrados como classe 1. Vale notar que a captação da SABESP no braço do Taquacetuba encontra-se na região enquadrada na classe 1. A **Figura 16** apresenta as regiões do reservatório enquadradas em cada uma destas classes.

3.3 A Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings

A bacia do Reservatório Billings localiza-se na porção sudeste da Região Metropolitana de São Paulo, fazendo limite a oeste, com a sub-bacia do Reservatório Guarapiranga e ao sul com a Serra do Mar, abrangendo parcelas territoriais dos municípios de Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo, São Paulo e integralmente o município de Rio Grande da Serra. Possui área de drenagem de 455,81 km² e tem como principais corpos d'água os reservatórios Billings, Rio Grande e Rio das Pedras, que podem ser observados na **Figura 15** sobre a imagem de satélite CBERS 2007. O limite desta bacia pode ser observado na **Figura 18** sobre a imagem de satélite CBERS 2007.

Foi necessária uma preocupação com a discretização espacial do reservatório Billings, com vistas à sua simulação hidrodinâmica e de qualidade de água. Por este motivo, a bacia do reservatório foi subdividida em 149 sub-bacias.

As sub-bacias foram delimitadas tendo como padrão de detalhamento os estudos anteriores realizados no reservatório (BID, 2005; PMSBC/JICA, 2007 e SMA, 2005), com base em planos de informação disponíveis nos produtos da EMPLASA, que compõem a publicação indicada na referência “Mapa de Uso e Ocupação do Solo da RMSP” da EMPLASA, tais como curvas de nível mestras, curvas de nível intermediárias, pontos cotados, cursos d'água e outros corpos d'água, limite de município e limite da bacia hidrográfica do Alto Tietê.

Depois estas sub-bacias foram reagrupadas em torno dos braços do reservatório. Como existe a barragem no braço do Rio Grande, formando o Reservatório do Rio Grande, que não tem comunicação com o Reservatório Billings, este braço apresentou dois agrupamentos de sub-bacias, uma que escoar para o Reservatório Billings e a outra não. Foram criadas também quatro agrupamentos de sub-bacias que escoam diretamente para o corpo central do Reservatório.

As 149 sub-bacias delimitadas e os respectivos agrupamentos podem ser observados na **Figura 17**. Doravante, o termo sub-bacia será utilizado para denominar os quatorze agrupamentos apresentados nesta figura.

O uso e ocupação do solo na bacia do Reservatório Billings, no ano 2000, utilizado neste trabalho foi obtido do relatório final do Projeto QAPB (FCTH, 2009). As áreas respectivas a cada tipo de uso e ocupação se encontram apresentadas na **Tabela 4**.

Como a sub-bacia do Rio Grande Montante contribui para o Reservatório do Rio Grande, e não para o Reservatório Billings, doravante esta sub-bacia não será mais considerada.

No presente trabalho foram utilizadas as mesmas classes de uso e ocupação do solo utilizados no modelo MQUAL 2.0 para quantificação das cargas difusas afluentes ao reservatório (SMA, 2005). São elas: áreas industriais e comerciais; área urbanizada; área com atividade agrícola; capoeira; chácara; mata e reflorestamento. Foram necessárias adequações das classes de uso e ocupação do solo apresentadas na **Tabela 4**, para que fossem compatíveis com as classes utilizadas como dados de entrada do modelo MQUAL 2.0. Por se tratar de um assunto específico de geoprocessamento, a natureza destas adequações foge do escopo deste trabalho.

Para os estudos de modelação deste projeto, foi gerado um MDT representando a batimetria do reservatório Billings, a partir de dados de pontos e curvas batimétricas obtidos junto à EMAE, que foram coletados com o uso de um ecobatímetro entre o 4º trimestre de 2003 e o 1º trimestre de 2004. Esses pontos e curvas batimétricas compuseram a massa de pontos utilizada pelo interpolador na geração do modelo de superfície, resultando em uma malha irregular de pontos, ou TIN (“Triangular Irregular Network”). A partir dessa malha irregular, foi obtida a malha regular utilizada no projeto (estrutura matricial) com resolução de 100 m x 100 m.

O MDT da batimetria é apresentado sobre a imagem de satélite CBERS 2007, na **Figura 19**. A batimetria é apresentada, com indicação dos limites da bacia de contribuição do reservatório na **Figura 20**.

A população que ocupa as sub-bacias do Reservatório Billings utilizada neste trabalho é proveniente do Modelo MQUAL 2.0 para o ano 2000 (SMA, 2004), porém, numa tentativa de levar em conta o crescimento populacional entre 2000 e 2006, a população apresentada naquele trabalho foi aumentada em 10 %. As populações resultantes de cada sub-bacia, utilizadas neste trabalho, são apresentadas na **Tabela 3**.

Tabela 3 - População das sub-bacias do entorno do Reservatório Billings em 2006.

Sub-bacia	Habitantes
Alvarenga	148378
Bororé	35108
Capivari	552
Cocaia	218798
Corpo Central	221394
Grota Funda	73120
Pedra Branca	512
Rio Grande Jusante	27582
Rio Pequeno	743
Taqua	28874
Total	755061

Figura 15 - Braços e Pontos de Interesse no Reservatório Billings.

Figura 18 - Imagem CBERS 2007 com o limite da bacia do Reservatório Billings (FCTH, 2009).

Figura 19 - Modelo Digital do Terreno (batimetria) e Imagem CBERS 2007 (FCTH, 2009).

Figura 20 - Modelo Digital do Terreno (Batimetria) (FCTH, 2009)

Tabela 4 - Áreas de Cada uma das Classes de Uso do Solo para as Sub-bacias do Entorno do Reservatório em 2000, valores em (km²) (FCTH, 2009).

Classe de uso	Alvarenga	Bororé	Capivari	Cocaia	Corpo Central	Grota Funda	Pedra Branca	Rio Grande Jusante	Rio Pequeno	Taqua	Total geral
Área de expansão urbana	0,54	1,46	0,03	0,15	1,14	0,85	0,22	1,05	0,18	1,04	6,62
Área industrial	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0,05
Área urbanizada	12,09	2,57	0	12,16	10,97	3,3	0,19	2,12	0	2,72	45,71
Assoreamento em relação a 1989	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
Campo antrópico, agricultura ou várzea	2,05	3,81	1,68	1,47	2,21	0	1,17	0,41	5,65	9,53	28,04
Capoeira ⁽²⁾	1,24	0,23		0,61	2,13	0,11	0,12	0,02	0	0,68	5,08
Chácara ⁽³⁾	0,29	5,89	0,12	0,31	3,15	0,97	1,77	1,95	1,92	8,29	24,51
Mata ⁽⁴⁾	4,68	19,04	14,01	1,95	16,89	2,89	5,53	9,4	26,46	52,91	164,25
Mineração	0	0,37	0	0,22	0,18	0	0	0	0	0	0,77
Movimento de terra/Solo exposto	0	0	0	0	0,14	0	0	0	0	0,02	0,14
Nuvem	0	0	0,42	0	0	0	0,13	0	0,53	0,41	1,53
Reflorestamento	0,97	0	0	0	0,32	36	0,14	0,12	0	1,57	3,45
Sombra	0	0	0,75	0	0	0	0,1	0	0,45	0,55	1,91
Total geral	21,87	33,38	17,01	16,88	37,16	8,47	19,36	15,09	35,19	77,69	282,09

Notas:

(1) Classes de uso que apresentam área "0" correspondem à inexistência daquele uso no ano em questão; classes de uso com áreas assinaladas com "-" indicam classes que não foram identificadas/interpretadas no ano em questão.

(2) Mata atlântica secundária em estágio inicial de regeneração.

(3) Área de ocupação dispersa.

(4) Mata atlântica secundária em estágio médio/avançado regeneração.

3.4 O Modelo MQUAL 2.0

Para o cálculo das cargas afluentes ao reservatório pelas sub-bacias para o período utilizado na calibração do modelo foi utilizado o Modelo MQUAL versão 2.0 desenvolvido pela SMA (SMA, 2005), que apresenta o seguinte equacionamento final:

$$W = W_{tu} + W_{ec} \quad (80)$$

Onde:

- W é a carga anual na bacia
- W_{tu} é a carga anual de tempo seco
- W_{ec} é a carga anual produzida pelos eventos de chuva

Sendo que a carga anual de tempo seco é dada pela seguinte equação:

$$W_{tu} = f_t \cdot [(s_i \cdot A_i \cdot c_i) + (s_j \cdot P_j \cdot e_j) + (s_k \cdot b_k)] \quad (81)$$

Onde:

- f_t é o coeficiente de transporte na sub-bacia, representa de forma agregada os processos de retenção e autodepuração entre os pontos da geração e a foz do cursos d'água;
- A_i é a área ocupada pelas diferentes categorias de uso do solo na bacia, em (km²);
- c_i é o coeficientes de exportação de cargas difusas das diferentes categorias de uso do solo, em (kg/km².dia);
- P_j é a população urbana residente na sub-bacia, em diferentes condições de disponibilidade de infra-estrutura sanitária;
- e_j é o coeficientes de exportação de esgotos gerados por população em diferentes condições de disponibilidade de infra-estrutura sanitária; em (kg/hab.dia);
- b_k representa outras cargas pontuais na sub-bacia, em (kg/dia);

- s_i , s_j e s_k representam as somatórias das cargas nas diversas categorias existentes na bacia.

Sendo que a carga anual produzida pelos eventos de chuva é dada pela seguinte equação:

$$W_{ec} = k \cdot P_a \cdot C_e \cdot C_t \cdot A \quad (82)$$

Onde:

- k é o coeficiente que representa a parcela da precipitação anual que resulta em escoamento superficial;
- P_a é a precipitação anual na bacia, em (mm);
- C_e é o coeficiente de escoamento superficial;
- C_t é a concentração típica dos eventos de chuva na bacia, em (mg/L);
- A é a área da bacia, em (km²).

Os coeficientes para a estimativa de cargas de tempo seco foram obtidos a partir do monitoramento intensivo de sete sub-bacias com características de ocupação diferenciadas. Para a estimativa das cargas em eventos de chuvas foram monitorados cerca de 90 eventos de chuva, nas mesmas sub-bacias, sendo, então, possível determinar concentrações típicas dos diversos poluentes.

Desta maneira, com o modelo MQUAL, é possível estimar as cargas potenciais produzidas em cada sub-bacia do Reservatório Billings, tanto para o tempo seco como para os eventos de chuva, a partir dos dados de população, uso do solo e infra-estrutura sanitária.

O aprofundamento na discussão sobre este modelo de geração de cargas é complexa, sendo adequadamente apresentado nos trabalhos da SMA (SMA, 2005), da Prime Engenharia (PRIME ENGENHARIA, 2005), do BID/CETESB (BID, 2005) e da Prefeitura Municipal de São Bernardo do Campo (PMSBC/JICA, 2007).

3.5 Estudos Anteriores sobre Modelação Matemática no Reservatório Billings

No **Item 3.4** foi descrito o modelo utilizado no âmbito do Reservatório Billings para a quantificação das cargas afluentes pelas sub-bacias. Este, de modo geral, se insere no contexto mais amplo de propiciar insumos à modelação matemática de transporte e decaimento de constituintes. Assim, nos diferentes estudos conduzidos no âmbito do reservatório Billings, vários foram os modelos matemáticos utilizados, sendo em sua maior parte, modelos de planejamento. Foram também desenvolvidos, pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e pela SABESP, alguns modelos estatísticos, tal como foi o caso do QUABIL (década de 70) e do SIMOX (versão para planejamento, versão estatística e versão para operação, década de 80) (BID, 2005).

Mais recentemente, foram feitas tentativas de implementação de modelos hidrodinâmicos de qualidade de água e ecológicos, tais como o modelo HARO (década de 80), modelo QUAL-2E (modelo não hidrodinâmico de qualidade utilizado nos estudos do Consórcio Hidroplan, mas que pela primeira vez quantificou as cargas difusas afluentes ao reservatório Billings) e o modelo tridimensional, ELCOM (modelo hidrodinâmico tridimensional) acoplado ao modelo CAEDYM (módulo de qualidade acoplável ao modelo ELCOM). Estes dois últimos, foram desenvolvidos pelo Centre for Water Research (CWR) da University of Western Austrália e, no período de 2002 a 2006, foram aplicados pela CETESB no projeto que executou em convênio com o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) (BID, 2005).

Jesus (2006), apresentou sua tese de doutorado sobre a aplicação do modelo matemático tridimensional ELCOM-CAEDYM no Reservatório Billings. O trabalho de modelação desenvolvido com o suporte do BID (BID, 2005), foi complementado durante o projeto do convênio da Prefeitura Municipal de São Bernardo do Campo (PMSBC) com o Japan International Cooperation Agency (JICA) (PMSBC/JICA, 2007).

Os trabalhos do Projeto BID não tinham como premissa a coleta de informações em campo, dedicando-se a uma análise crítica dos estudos e informações existentes e passíveis de utilização pela modelação matemática propriamente dita, embora algumas campanhas tenham ocorrido. Além disto, partiram do pressuposto de se utilizar um modelo hidrodinâmico tridimensional. Já os estudos de São Bernardo

aprimoraram os do BID, seja com as campanhas em campo, seja com o ajuste dos intervalos de tempo às simulações para fins de planejamento, tal como foram utilizadas.

4 CALIBRAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO DO RESERVATÓRIO BILLINGS

Calibração é a fase da modelação em que os parâmetros adotados nas equações representativas dos fenômenos são ajustados de forma a produzirem resultados compatíveis com os esperados para estes fenômenos, normalmente observados através de monitoramento.

Estes parâmetros são inicialmente admitidos a partir de valores de referência, obtidos na literatura, e progressivamente ajustados por tentativa e erro, até a obtenção de uma aderência entre os valores calculados e observados, aderência esta que possa ser considerada aceitável.

Existem duas abordagens gerais para a avaliação da qualidade da calibração: subjetiva e objetiva. Avaliação subjetiva é baseada em uma comparação visual dos valores simulados com os observados. Isto geralmente consiste em gráfico de série de tempo individual para cada uma das variáveis de estado. Os parâmetros devem ser ajustados até que a concordância entre as saídas do modelo e os dados seja aceitável, pelo critério do pesquisador.

Em contraste, uma abordagem objetiva é uma tentativa de quantificar a qualidade do ajuste, usualmente na forma de erro relativo. Uma vez que tal medida é adotada, os parâmetros são ajustados até que o melhor (menor) valor é obtido.

Embora o método objetivo permita a quantificação do erro, o mesmo não pode ser considerado superior, pois a abordagem subjetiva utiliza informações adicionais, advindas da experiência e intuição do modelador sobre o processo. Isto permite, por exemplo, descartar resultados incoerentes, mas que apresentem erros aceitáveis (CHAPRA, 1997).

O período escolhido para a calibração dos aspectos hidrodinâmicos e de qualidade da água foi de 01/07/2006 a 30/06/2007, que antecede ao início do teste do sistema de flotação. Para a validação, que consiste na verificação do desempenho dos parâmetros calibrados para outros períodos de simulação, foi escolhido o período de 01/07/2007 a 31/12/2007 (período inicial com flotação), pois neste período já se dispunha de dados do extenso monitoramento realizado durante o Projeto QAPB.

Os dados utilizados para realização desta atividade estão listados a seguir:

- Batimetria atual do reservatório;
- Série de vazões que afluem ao reservatório através do bombeamento do Rio Pinheiros, em Pedreira;
- Série de vazões que efluem do reservatório através captação da SABESP, no braço do Taquacetuba;
- Série de vazões que efluem do reservatório através da tomada de água para a geração de energia, na Barragem Reguladora Billings-Pedras;
- Série de vazões que afluem ao reservatório pelas sub-bacias adjacentes, estimadas a partir do balanço hídrico;
- Estimativa das cargas de poluentes geradas nas sub-bacias adjacentes, considerando as condições de uso e ocupação do solo, as quais foram determinadas a partir dos métodos aplicados em estudos anteriores (SMA, 2005);
- Estimativa das cargas poluentes oriundas do Rio Pinheiros com e sem o tratamento por flotação;
- Séries climáticas de temperatura do ar e da água, vento (direção e intensidade), radiação solar, precipitação, evaporação e umidade relativa do ar;
- Registros de níveis d'água em Pedreira (estação da EMAE) para a calibração hidrodinâmica do modelo;
- Dados monitorados de qualidade da água (Temperatura, DBO, OD, Nitrogênio Total, Fósforo Total e Clorofila-a).

As variáveis de qualidade da água simuladas foram:

- Demanda Bioquímica de Oxigênio Carbonácea (DBO_c);
- Oxigênio Dissolvido (OD);
- Nitrogênio Total (NT);
- Fósforo Total (PT);
- Clorofila-a.

A calibração da fase hidrodinâmica foi verificada indiretamente a partir da análise do balanço de massa no reservatório refletido pela variação da cota do nível d'água. Embora fosse ideal a aferição das velocidades pontuais nas direções x e y , as vazões potencialmente veiculadas resultam em valores muito baixos de velocidade,

da ordem de 0,01 m/s a 0,1 m/s, sendo que apenas em um ponto, situado sob o estreitamento sob a ponte da Rodovia dos Imigrantes, é possível uma seção de medição fixa, porém pouco representativa do restante do corpo hídrico. Considere-se ainda que, sob o ponto de vista do resultado esperado, a aferição das velocidades é pouco significativa face ao seu peso nos processos de mistura e decaimento que ocorrem.

Para fins da calibração do módulo de qualidade do modelo foram verificados os dados das estações de monitoramento de qualidade de água existentes no Reservatório Billings. A **Tabela 5**, relaciona as estações existentes, identifica as entidades que as operam, mostra também o código de identificação de cada uma delas, sua localização e o tipo de monitoramento efetuado, ou seja, como são coletadas as amostras: superfície, meio ou fundo, para cada local de interesse. A localização desses pontos é apresentada na **Figura 21**.

Uma vez que o modelo adotado é bidimensional na horizontal, retrata a variação do campo das concentrações no plano xy e toma o eixo das profundidades (eixo z) como tendo a concentração constante ao longo de todo este eixo. Assim sendo, as profundidades de onde são tomadas as amostras para a avaliação da qualidade da água e a sua conseqüente variação do longo do eixo das profundidades, deixam de ser informações relevante. Neste contexto, para cada um dos locais de monitoramento foram obtidas as médias aritméticas dos valores amostrados nas diferentes profundidades de cada ponto, no período de interesse.

Além das informações observadas em campo serem escassas em muitos pontos, algumas vezes as concentrações dos poluentes ficaram abaixo dos limites de detecção nas análises de laboratório. As incertezas dos métodos de análise também são consideráveis. Por estes motivos foi considerada uma faixa de incerteza decorrente do método para comparação com os valores simulados. Nos pontos onde existiam informações medidas ao longo da coluna d'água (por exemplo, superfície, meio e fundo), foi considerada a média dos valores observados para a coluna d'água e uma faixa de incerteza correspondente aos valores máximos e mínimos.

Tabela 5 - Pontos de monitoramento da qualidade da água no reservatório Billings

Órgão	Código	Localização	Tipo
CETESB	BILL02100	No meio do corpo central, na direção do braço do Bororé	Superfície
CETESB	BILL02500	No meio do corpo central, sob a ponte da rodovia dos Imigrantes	Superfície
CETESB	BILL02900	Próximo à Barragem Reguladora Billings-Pedras (Summit Control)	Superfície
CETESB	BITQ00100	Na captação da Sabesp de Taquacetuba	Superfície
CETESB	BITQ00100	Na baía situada no final da rua Tomekichi Inouye (captação da SABESP)	Superfície
SABESP	BL101	Balsa Taquacetuba – Entrada do braço Taquacetuba	Superfície e fundo
SABESP	BL102	Corpo central da represa, em frente ao braço do Bororé	Superfície e fundo
SABESP	BL103	Meio do braço Taquacetuba	Superfície e fundo
SABESP	BL104	Corpo central da represa, próximo à ponte Imigrantes	Superfície e fundo
SABESP	BL105	Braço Taquacetuba, próximo à captação	Superfície, meio e fundo
SABESP	BL106	Barragem de Pedreira	Superfície e fundo
FCTH	B1	No corpo central, no anfiteatro, à montante do braço do Cocaia	Superfície e fundo
FCTH	B2	No corpo central, à jusante dos braços do Cocaia e do Grotta Funda e à montante do braço do Alvarenga	Superfície e fundo
FCTH	B3	Na entrada do braço do Taquacetuba (sob as linhas da Eletropaulo que cruzam este braço)	Superfície e fundo
FCTH	B4	No braço do Taquacetuba, próximo à captação da Sabesp	Superfície e fundo
FCTH	B5	No corpo central, na entrada do braço do Rio Grande	Superfície e fundo
FCTH	B6	No corpo central, próximo à Barragem Reguladora Billings-Pedras	Superfície e fundo

Figura 21 - Pontos monitorados na represa Billings, os quais são comparados com os valores simulados.

4.1 Dados de Entrada do Modelo

A **Tabela 6** apresenta uma listagem dos dados utilizados para modelação, as frequências de cada um desses dados, as fontes de onde foram obtidos e os períodos disponíveis. Esta tabela foi organizada em cinco módulos: hidrodinâmico, trocas de calor, precipitação, temperatura e qualidade de água. Estes módulos representam uma organização típica de dados de entrada em modelos hidrodinâmicos e de qualidade das águas, razão esta de serem assim apresentados os dados.

Tabela 6 - Dados de entrada do modelo, frequências, fontes e períodos disponíveis.

Módulo	Dados de Entrada	Frequência	Fonte	Período Disponível
Hidrodinâmico	Cota e H do lançamento em Pedreira		EMAE	
	Cota e H da captação no Summit		EMAE	
	Cota e H da captação em Taqua		EMAE	
	NA mínimo Billings		EMAE	
	NA máximo Billings		EMAE	
	Nível de Água da Batimetria		EMAE	
	Q Pedreira	diário	EMAE	a partir de 1983
	Q Taqua	diário	EMAE	a partir de 1983
	Q Summit	diário	EMAE	a partir de 1983
	Q sub-bacia	diário		a partir de 1983
Interface Ar Água	Velocidade dos ventos	diário	IAG	2000 a 2007
	Direção dos Ventos	diário	IAG	2000 a 2007
	Temperatura do ar	diário	IAG	2000 a 2007
	Umidade Relativa	diário	IAG	2000 a 2007
	Radiação Solar	diário	IAG	2000 a 2007
	Pressão Atmosférica	diário	IAG	2000 a 2007
Chuva	Precipitação	diário	EMAE	2000 a 2007
	Precipitação	diário	IAG	2000 a 2007
Temperatura	Temperatura Billings	bimestral	CETESB	a partir de 1980
	Temperatura Billings	5 minutos	SABESP	a partir de 2003
	Temperatura Billings	semanal	FCTH	a partir de 2007
	Temperatura Pedreira	bimestral	CETESB	a partir de 1980
	Temperatura Pedreira	5 minutos	CETESB	a partir de 2002
	Temperatura Pedreira	5 minutos	FCTH	a partir de 2007
	Temperatura Bacias			estimado
Qualidade	Concentrações Billings	bimestral	CETESB	a partir de 1980
	Concentrações Billings	5 minutos	SABESP	a partir de 2003
	Concentrações Billings	semanal	FCTH	a partir de 2007
	Concentrações Pedreira	bimestral	CETESB	a partir de 1980
	Concentrações Pedreira	5 minutos	CETESB	a partir de 2002
	Concentrações Pedreira	5 minutos	FCTH	a partir de 2007
	Cargas Sub-bacias	-	-	MQUAL 2.0

4.1.1 Condições de contorno

As condições de contorno definem como se comportam as células que se encontram nos limites da malha de simulação, e estas foram estabelecidas de maneira à melhor se aproximarem das condições reais do reservatório, ou seja, as células que representam as entradas e saídas de vazões e poluentes foram determinadas baseadas no cruzamento desta malha com dados georreferenciados.

Ao longo da margem, que forma o contorno terra-água do sistema, a condição utilizada no contorno foi a de fluxo nulo, ou seja, a componente da velocidade normal ao contorno é nula. Analogamente, esta condição foi também aplicada às fronteiras internas do sistema, por exemplo, nas ilhas.

Para as células que representam as captações de água da SABESP, no braço do Taquacetuba, e da EMAE, para a geração de energia na Barragem Reguladora Billings-Pedras, e para aquela que representa a entrada de água no reservatório devido ao bombeamento do Rio Pinheiros, que ocorre na Estação Elevatória de Pedreira, os fluxos foram definidos pelas séries históricas de médias diárias de vazão, fornecidas pela EMAE. A localização destes pontos de aflúências e defluências podem ser observadas na **Figura 21**.

Os fluxos afluentes no reservatório devido ao escoamento superficial das sub-bacias vizinhas foram definidos através do balanço hídrico. Para fins práticos essas vazões não foram distribuídas ao longo da margem, mas sim inseridas em apenas uma célula por sub-bacia, localizadas nas extremidades dos braços do reservatório. Cada sub-bacia afluente do sistema agrega um conjunto de sub-bacias menores que pertencem àquela região hidrográfica. Estas simplificações foram adotadas devido à homogeneidade das regiões e por questões de simplificação das condições de contorno do sistema. A **Tabela 7** apresenta uma descrição de todas as forçantes do modelo, já a **Figura 22** apresenta a localização dessas forçantes no contorno do reservatório.

Tabela 7 - Descrição das forçantes de contorno do sistema Billings.

Código	Nome	Tipo de fluxo
C1	Pedreira	afluente
C2	Taqua (abastecimento)	saída
C3	Barragem Reguladora Billings-Pedras (geração de energia)	saída
C4	Sub-bacia Alvarenga	afluente
C5	Sub-bacia Bororé	afluente
C6	Sub-bacia Capivari	afluente
C7	Sub-bacia Cocaia	afluente
C8	Sub-bacia Corpo Central 1	afluente
C9	Sub-bacia Corpo Central 2	afluente
C10	Sub-bacia Corpo Central 3	afluente
C11	Sub-bacia Corpo Central 4	afluente
C12	Sub-bacia Grotá Funda	afluente
C13	Sub-bacia Pedra Branca	afluente
C14	Sub-bacia Rio Grande	afluente
C15	Sub-bacia Rio Pequeno	afluente
C16	Sub-bacia Taquacetuba	afluente

Figura 22 - Localização das forçantes de contorno no reservatório, descritas na Tabela 7.

4.1.2 Morfologia do sistema

Os dados de batimetria do reservatório fornecidos pela EMAE foram coletados com o uso de um ecobatímetro entre o 4º trimestre de 2003 e o 1º trimestre de 2004.

Como o modelo trabalha com o Método de Diferenças Finitas, que resolve as equações governantes para um número finito de pontos no espaço e no tempo, é necessário subdividir o domínio de aplicação em uma malha com um número finito de células.

Desta maneira, os dados foram tratados e georreferenciados de modo a ser possível obter um MDT, já no formato de entrada do modelo. Para tal, foi necessário determinar qual a resolução da malha a ser utilizada. Como o modelo trabalha apenas com células quadradas, foi estabelecido um $\Delta x = \Delta y = 100$ m.

Assim, a batimetria do sistema, para a entrada no modelo, foi definida através da interpolação dos dados amostrais pontuais na malha de 100 x 100 m, resultando em uma malha com 263 células no sentido oeste-leste e 210 células no sentido sul-norte (**Figura 23**). Algumas inconsistências, resultantes da interpolação dos dados pontuais, ocorreram principalmente na região da Barragem Reguladora Billings-Pedras e da travessia da Rodovia dos Imigrantes (a localização de tal travessia pode ser observada na **Figura 21**), foram manualmente corrigidas e os valores de profundidade nestas regiões foram definidos considerando alguns valores conhecidos no contorno e pela sensibilidade esperada na região. A curva Cota x Área x Volume do reservatório Billings resultante da discretização da batimetria na malha de 100 x 100 metros pode ser observada na **Figura 24**.

Figura 23 - Batimetria do sistema Billings apresentada na malha 100 x 100 m.

Figura 24- Curva Cota x Área x Volume do reservatório Billings para a malha 100 x 100 m.

4.1.3 Passo de tempo

Para satisfazer as condições de estabilidade do modelo, de modo a utilizar a malha de 100 x 100 m, foi estabelecido um passo de tempo de simulação inicial de 120 s, isso significa que a discretização temporal utilizada para a resolução das equações hidrodinâmicas e cinéticas foi de dois minutos. Este passo de tempo satisfaz a condição de Courant-Friedrichs-Lewy, mostrada abaixo.

$$\sqrt{g \cdot H} \cdot \frac{\Delta t}{\Delta x} < \sqrt{2} \quad (83)$$

Onde:

- $\sqrt{g \cdot H}$ é a celeridade da onda interna gerada no modelo
- g é a aceleração gravitacional;
- H é a profundidade do escoamento;
- Δt é o passo de tempo;
- Δx é a largura da célula (sendo $\Delta x = \Delta y$);

4.1.4 Dados meteorológicos

Com exceção dos dados de vento e chuva, todos os dados meteorológicos utilizados na calibração do modelo foram obtidos da estação meteorológica do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IAG), localizada no Parque do Estado, com frequências de observação diárias. Os dados de chuva foram obtidos da EMAE, do posto pluviométrico de Pedreira, e também tinham frequência diária.

Uma série temporal sintética de vento foi construída a partir de uma análise estatística de uma série de dados de setenta anos de direção e cinquenta anos de intensidade dos ventos que foram obtidos da EMAE, que até o final da década de oitenta mantinha um anemógrafo em Pedreira. Foi criado um dia padrão de vento que foi repetido por todo o período de simulação.

O dia padrão de vento foi constituído de forma trapezoidal, de modo que o vento inicia-se às onze horas da manhã, atingindo sua velocidade máxima ao meio-dia, e mantendo esta velocidade máxima até as dezesseis horas, e então parando às dezessete horas. A velocidade máxima estipulada neste dia padrão foi a média histórica de cinquenta anos (3,2 m/s). Neste dia padrão venta em apenas no sentido sudeste – noroeste (na direção de Pedreira), que é o predominante da série histórica de setenta anos, como pode ser observado na **Figura 31**. Nesta figura estão indicadas as direções dos ventos na forma meteorológica, ou seja, de onde o vento vem.

Foi, também, construída uma série temporal horária para a temperatura de forma senoidal, de modo que as temperaturas máximas, médias e mínimas diárias foram respeitadas, sendo que a temperatura máxima ocorre todos os dias às quinze horas e a temperatura mínima ocorre todos os dias às três horas. Desta maneira, são respeitadas também as máximas e mínimas mensais e anuais.

Os dados de radiação, que originalmente possuíam distribuição diária, foram transformados em dados horários através de uma distribuição de forma triangular, com incidência das seis às dezoito horas com pico às doze horas, ou seja, o fotoperíodo é constante e igual a doze horas. Nesta transformação foi respeitada a radiação diária total incidente. Da mesma forma, os dados pluviométricos fornecidos possuíam frequência diária e também foram distribuídos diariamente de forma triangular das quinze às dezenove horas com pico às dezessete horas.

Da **Figura 25** à **Figura 30** são apresentadas as variações dos dados meteorológicos, utilizados na calibração, no tempo.

Figura 25 - Variação horária da umidade relativa do ar.

Figura 26 - Variação horária da temperatura do ar.

Figura 27 - Variação da evaporação (mm/dia).

Figura 28 - Variação da pluviometria (mm/dia).

Figura 29 - Variação da Radiação média diária (W/m²).

Figura 30 - Variação horária da velocidade dos ventos.

Figura 31 - Rosa dos ventos (% do tempo que venta em determinada direção).

4.1.5 Vazões Afluentes

Este item tem por objetivo fornecer os resumos de interesse para a quantificação das vazões afluentes e efluentes ao reservatório no período de interesse. O período de interesse é o que decorreu entre julho de 2006 e dezembro de 2007, como já indicado.

As vazões afluentes de interesse são as afluentes por bombeamento em Pedreira e as naturais observadas na bacia, que são afluentes pelas sub-bacias do entorno do reservatório. O termo natural é utilizado no sentido de indicar, que estas foram as vazões obtidas a partir do balanço hídrico do compartimento de Pedreira.

As vazões efluentes de interesse são a captada pela SABESP no braço do Taquacetuba e a captada na Barragem Reguladora Billings-Pedras para a geração

de energia. A seguir é descrito como foram obtidas cada uma dessas vazões para a modelação.

4.1.5.1 Pedreira

Os volumes afluentes por Pedreira no período utilizado para a calibração são mostrados na **Figura 32**. Os valores negativos se referem ao mês em que foram liberados volumes do reservatório Billings para o canal do Rio Pinheiros pela Estação Elevatória de Pedreira.

As vazões médias afluentes ao reservatório por Pedreira, fornecidas pela EMAE, durante este período são mostradas da **Figura 33** a **Figura 35**, onde, respectivamente, são apresentadas as médias horárias, diárias e mensais. As vazões negativas se referem às vazões liberadas para o canal do Rio Pinheiros. As vazões médias anuais afluentes por Pedreira no período de 1980 a 2007, obtidas após o preenchimento das falhas são mostradas na **Figura 36**, expressas em (m^3/s).

Figura 32 - Volumes afluentes por Pedreira.

Figura 33 - Vazões médias horárias bombeadas em Pedreira no período de interesse.

Figura 34 - Vazões médias diárias bombeadas em Pedreira no período de interesse.

Figura 35 - Vazões médias mensais bombeadas em Pedreira no período de interesse.

Figura 36 - Vazões médias anuais bombeadas em Pedreira no período de 1980 a 2007.

4.1.5.2 Taquacetuba e Barragem Reguladora Billings-Pedras

As vazões efluentes ao reservatório para fins deste estudo são as bombeadas pela SABESP no braço do Taquacetuba e pela Barragem Reguladora Billings-Pedras e foram fornecidas pela EMAE, para o período de interesse. A **Tabela 8** mostra os valores médios diários para o período de interesse.

Tabela 8 - Valores médios diários para o período de interesse.

Entrada/Saida	$Q_{\text{méd}}$ diária (m^3/s)
Summit	16,93
Pedreira	7,26
Sub-bacias	20,44
Taquacetuba	2,13

A **Figura 37** mostra as vazões médias diárias captadas pela SABESP no braço do Taquacetuba e a **Figura 38** mostra as médias mensais, durante o período de interesse. A **Figura 39** e a **Figura 40** mostram as médias diárias e mensais efluentes pela Barragem Reguladora Billings-Pedras, respectivamente, para o período de interesse.

Figura 37 - Vazões médias diárias efluentes pelo braço do Taquacetuba no período de interesse.

Figura 38 - Vazões médias mensais efluentes pelo braço do Taquacetuba no período de interesse.

Figura 39 - Vazões médias diárias efluentes pela Barragem Reguladora Billings-Pedras para o período de interesse.

Figura 40 - Vazões médias mensais efluentes pela Barragem Reguladora Billings-Pedras para o período de interesse.

4.1.5.3 Sub-bacias

As vazões naturais afluentes ao reservatório foram estimadas através do balanço hídrico do sistema Billings, uma vez que todas as outras parcelas do balanço eram conhecidas, sendo elas: a cota do nível de água no reservatório, a vazão em Pedreira, as vazões de saída no Taquacetuba e na Barragem Reguladora Billings-Pedras, a precipitação e a evaporação. A variação de volume do reservatório foi calculada através da curva cota x área x volume (**Figura 24**). Dessa maneira foi possível definir a vazão afluente no reservatório devido ao escoamento superficial.

A série de vazões resultante apresentou valores de descarga negativos, o que não representa a realidade física na bacia. Portanto, para fins específicos deste projeto, foi necessário introduzir-se um ajuste aos valores negativos registrados pela série de valores diários, para que melhor representassem a realidade física, que se propunham a simular.

Para o período de interesse é necessária uma série contínua, o que demandou o preenchimento dos valores negativos. Para tanto, foi preservado o balanço hídrico do reservatório, como mostra a **Equação (84)**.

$$Q_{inc,d} = \frac{V_f - V_i + [(P_d - E_d) \cdot A_s]}{\Delta t} + [Q_{Ped} - (Q_{SC} + Q_{Taqua})] \quad (84)$$

Onde:

- $Q_{inc,d}$ a vazão média diária afluyente pelas sub-bacias do reservatório (m³/s);
- V_f é o volume final no dia d, expresso em (m³);
- V_i é o volume inicial no dia d, expresso em (m³);
- Q_{Ped} é a vazão média diária bombeada em Pedreira, expressa em (m³/s);
- Δt é o intervalo de tempo incremental, no caso, um dia (ou 86400 s), expresso em (s);
- Q_{SC} é a vazão média diária liberada na Barragem Reguladora Billings-Pedras, expressa em (m³/s);
- Q_{Taqua} é a vazão média diária captada no braço do Taquacetuba, expressa em (m³/s);
- P_d é a precipitação média diária na bacia, expressa em (m/dia);
- E_d é a evaporação média diária na bacia, expressa em (m/dia);
- A_s é a área do espelho d'água, expressa em (m²).

Para executar este ajuste foi então adotado um critério de correção de falhas na série observada. Nos dias em que a vazão afluyente pelas sub-bacias foi negativa aplicou-se uma correção ao nível d'água observado, de forma a representar, no balanço hídrico, o valor regionalizado, ou seja, preservou-se o volume e corrigiu-se o nível d'água, como mostra a **Equação (85)**.

$$Q_{inc,d} = 0,024 \cdot P_{d-1} - 2,277 \cdot P_d + 3,25 \quad (85)$$

Sendo $r^2 = 0,237$;

Onde:

- $Q_{inc,d}$ é a vazão média diária afluyente pelas sub-bacias do reservatório (m³/s);

- P_d é a precipitação média na bacia no dia d , expressa em (mm/dia);
- P_{d-1} é a precipitação média na bacia no dia $(d - 1)$, expressa (em mm/dia).

Este valor regionalizado de vazões incrementais diárias foi obtido mediante uma correlação entre as vazões naturais observadas (obtidas via balanço) e a chuva média na bacia, obtida através da estação pluviométrica operada pela EMAE e localizada em Pedreira.

Obtida a vazão incremental no dia d , obtém-se o novo volume médio diário a ser incrementado ao volume final do dia anterior, de forma a conduzir ao novo nível d'água, assim ajustado.

Efetuada a correção no nível d'água, foram obtidos os novos valores das vazões naturais corrigidas e que resultam em uma nova série de vazões naturais médias diárias ajustadas, desta vez contínua.

As vazões provenientes de cada sub-bacia foram estimadas por proporcionalidade de área, ou seja, a vazão total é multiplicada por um fator que representa a proporção entre a área de cada sub-bacia e a área total de todas as sub-bacias vizinhas ao reservatório.

A **Tabela 9** apresenta as áreas drenadas pelas principais sub-bacias contribuintes do compartimento de Pedreira. A **Tabela 10** apresenta as vazões naturais diárias médias no período de interesse para projeto, expressas em ($\text{m}^3/\text{s} \cdot \text{km}^2$). A **Figura 41** apresenta as vazões naturais médias diárias nas sub-bacias e a **Figura 42** apresenta as respectivas médias mensais. O hidrograma referente a cada sub-bacia é obtido multiplicando-se os valores apresentados na **Figura 41** e na **Figura 42** pela área de drenagem de cada sub-bacia apresentadas na **Tabela 9**.

Tabela 9 - Principais sub-bacias do Compartimento de Pedreira. Áreas expressas em km².

Sub-bacia	Área (km ²)
Alvarenga	21,88
Bororé	33,60
Capivari	17,27
Cocaia	18,06
Corpo Central -1	12,66
Corpo Central -2	8,36
Corpo Central - 3	4,60
Corpo Central - 4	11,40
Grota Funda	8,93
Pedra Branca	18,02
Rio Grande Jusante	22,49
Rio Pequeno	35,71
Taquacetuba	79,31
Total	292,27

Tabela 10 - Vazões naturais médias diárias no período de interesse para projeto

Sub-bacia (nome)	Q _{med} diária (m ³ /s)
Alvarenga	1,49
Bororé	2,29
Capivari	1,18
Cocaia	1,23
Corpo Central -1	0,86
Corpo Central -2	0,57
Corpo Central - 3	0,31
Corpo Central - 4	0,78
Grota Funda	0,61
Pedra Branca	1,23
Rio Grande Jusante	1,53
Rio Pequeno	2,44
Taquacetuba	5,41

Figura 41 - Vazões naturais médias diárias nas sub-bacias no período de interesse, expressas em ($m^3/(s.km^2)$).

Figura 42 - Vazões naturais médias mensais nas sub-bacias, no período de interesse, expressas em ($m^3/(s.km^2)$).

É importante ressaltar os problemas encontrados ao se adotar esse método para a estimativa das vazões afluentes:

- Falta de correlação do comportamento das vazões com a precipitação (**Figura 43**);
- Baixa representatividade da sazonalidade local;
- As incertezas nas medições de nível e descargas em Pedreira, na captação da SABESP no Braço do Taquacetuba e na Barragem Reguladora Billings-Pedras, produziram alguns valores sem sentido físico (por exemplo, valores negativos de vazão nas sub-bacias), os quais foram corrigidos manualmente.

Figura 43 - Comparação da vazão afluyente pelas sub-bacias e a precipitação.

4.1.6 Cargas e concentrações

As concentrações de interesse são aquelas cujos valores serão posteriormente úteis para quantificação das cargas afluentes. São elas as concentrações afluentes pelo bombeamento em Pedreira. Já as sub-bacias, por causa do método escolhido para a estimativa das cargas difusas (utilização do modelo MQUAL 2.0), já resultam em cargas diárias de poluentes, determinadas a partir dos dados de uso do solo de

2000 e população daquela data majorada em 10%, que quando divididas pela vazão característica de cada sub-bacia, resultam na concentração daquela variável.

4.1.6.1 *Pedreira*

As concentrações de cada uma das variáveis de interesse que são bombeadas a partir de Pedreira foram obtidas de dados observados pelo monitoramento sistemático feito pela CETESB, no período de calibração, e pela FCTH no período de validação. Os dados observados pela CETESB correspondem ao ponto PINH04100, já os dados observados pelo projeto de flotação correspondem ao ponto P4-A. Ambos os pontos de monitoramento no Rio Pinheiros localizam-se próximos à tomada de água de Pedreira. A coleta de amostras da CETESB ocorre com uma frequência bimestral, com exceção das variáveis OD e temperatura, que são medidos constantemente a cada cinco minutos por uma sonda instalada neste ponto. Já as amostras monitoradas pela FCTH durante o Projeto QAPB têm frequência diferente para cada variável. Os dados foram interpolados linearmente, de modo a obter-se uma série contínua. Como o nitrogênio total não é medido por nenhuma das duas entidades, esses valores foram obtidos através da soma das parcelas de nitrogênio orgânico, amoniacal, na forma de nitrato e na forma de nitrito medidos pela CETESB.

As variáveis cujas concentrações afluentes em Pedreira são de interesse são o oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio, o fósforo e nitrogênio totais para o período de agosto de 2006 a dezembro de 2007. A **Figura 44** mostra as concentrações médias diárias de oxigênio dissolvido em Pedreira, obtidas a partir da sonda da CETESB (ponto PINH04100) aliadas às vazões médias horárias no mesmo período, que foram fornecidas pela EMAE.

Da **Figura 45** à **Figura 47** são mostradas as concentrações diárias em Pedreira da demanda bioquímica de oxigênio, fósforo e nitrogênio totais, respectivamente, aliadas às vazões médias diárias no mesmo período. Tais dados foram observados pela rede básica de monitoramento da CETESB (ponto PINH04100), coletadas a cada dois meses, no período de calibração; e pela FCTH, no ponto P4-A, no período

de validação. As séries completas foram obtidas a partir de interpolação linear dos dados disponíveis. Atualmente a CETESB não coleta amostras para nitrogênio total, assim sendo os valores de nitrogênio total foram obtidos a partir dos demais valores da série nitrogenada.

A **Figura 48** apresenta a variação da temperatura da água em Pedreira para o período de interesse. Esses dados foram observados pela sonda monitoramento da CETESB (ponto PINH04100), coletadas a cada cinco minutos, no período de calibração; e pela sonda da FCTH, no ponto P4-A, no período de validação. As séries completas foram obtidas a partir de interpolação linear dos dados disponíveis.

Figura 44 - Concentrações médias diárias de OD em Pedreira, obtidas a partir da sonda da CETESB (ponto PINH04100) e vazões médias horárias no período.

Figura 45 - Concentrações médias diárias de DBO em Pedreira (rede básica de monitoramento da CETESB e do Projeto QAPB).

Figura 46 - Concentrações diárias de fósforo total em Pedreira (rede básica de monitoramento da CETESB e do Projeto QAPB).

Figura 47 - Concentrações diárias de nitrogênio total em Pedreira (rede básica de monitoramento da CETESB).

Figura 48 - Variação da temperatura da água em Pedreira obtida da sonda de monitoramento da CETESB (ponto PINH04100).

Os valores de cargas afluentes mensais introduzidas no reservatório por Pedreira são mostrados na **Tabela 11** e da **Figura 49** à **Figura 51**, respectivamente para fósforo e nitrogênio totais, além da DBO. Estes valores foram obtidos a partir dos valores das vazões multiplicados pelos valores das concentrações apresentados anteriormente e pelo método já indicado.

Tabela 11 - Cargas afluentes ao reservatório por Pedreira no período de interesse

Data	Vazão média mensal (m ³ /s)	Volume (hm ³)	DBO (t/mês)	Pt (t/mês)	Ntotal (t/mês)
jul-06	3,42	9,15	110	6,16	79,9
ago-06	0	0	0	0	0
set-06	5,75	14,9	206	10,7	136
out-06	1,82	4,87	116	5,17	53,6
nov-06	15,1	39,0	979	45	419
dez-06	15,1	40,5	868	44	402
jan-07	8,42	22,6	398	22,9	214
fev-07	16,8	40,6	612	39,1	421
mar-07	9,78	26,2	336	21,9	271
abr-07	5,41	14,0	154	8,5	142
mai-07	1,2	3,20	34,1	1,73	32,1
jun-07	1,04	2,69	29,6	1,54	26,2
jul-07	8,25	22,1	206	11,3	204
ago-07	0,08	0,23	0,89	0,04	3,4
set-07	-0,25 (*)	-0,64 (*)	18,7(**)	0,28(**)	22,55(**)
out-07	5,5	14,7	439	1,24	166
nov-07	11,3	29,2	640	3,83	321
dez-07	12,2	3,26	631	2,74	399
TOTAL	(***)	316,05	5780,09	226,3	3313,76

Obs:

(*):vazões e volumes afluentes ao canal do Pinheiros (por Pedreira);

(**): nos dias em que houve bombeamento;

(***) média.

Figura 49 - Carga média mensal de fósforo total afluyente por Pedreira.

Figura 50 - Carga média mensal de nitrogênio total afluyente por Pedreira.

Figura 51 - Carga média mensal de DBO afluyente por Pedreira.

4.1.6.2 Sub-bacias

No tocante às cargas difusas afluentes ao reservatório pelas sub-bacias, elas foram obtidas a partir do emprego do modelo MQUAL 2.0 (SMA, 2005), utilizando o uso do solo do ano 2000 e população total de 2000 majorada em 10%, e os valores de “carga de tempo seco” e “carga de tempo úmido” foram distribuídos a partir dos valores de 125% e de 75% da vazão média diária na sub-bacia. Este critério é usualmente empregado pelo IPH (IPH, 2008) e sua aplicação pode ser descrita da seguinte forma:

- Quando $Q_d < 0,75 \cdot Q_{med}$: utilizar as “cargas de tempo seco”;
- Quando $Q_d > 1,25 \cdot Q_{med}$: utilizar as “cargas de tempo chuvoso”;
- Quando $0,75 \cdot Q_{med} \leq Q_d \leq 1,25 \cdot Q_{med}$: obter a carga diária a partir da relação entre a vazão média diária no dia d e a média das médias diárias (α), como pode ser observado na **Equação (86)** e na **Equação (87)**.

Onde:

- Q_d é a vazão média diária da sub-bacia no dia d, em (m³/s);
- Q_{med} é a média das vazões médias diárias da sub-bacia, em (m³/s).

$$C_d = C_{seco} + \alpha \cdot (C_{chuva} - C_{seco}) \quad (86)$$

Onde:

- C_d é carga calculada para dia d;
- C_{seco} é a carga de tempo seco;
- C_{chuva} é a carga de tempo chuvoso.

$$\alpha = 2 \cdot \left(\frac{Q_d}{Q_{med}} - 0,75 \right) \quad (87)$$

As cargas difusas utilizadas neste projeto foram obtidas da seguinte maneira:

- Foram mantidos os valores existentes no Modelo MQUAL para as cargas pontuais (o que se aplica apenas ao caso do compartimento do Rio Grande). Segundo estudos prévios inexistem cargas industriais no compartimento de Pedreira;
- Os valores de população (servida e não servida por rede de esgotos) foram os adotados pela SMA (cenário de 2000) (SMA, 2005) e majorados em mais 10 %. Este valor é calcado nas recomendações do próprio estudo da SMA em 2003 (SMA, 2005).

Essas simplificações foram adotadas devido à indisponibilidade dos dados atualizados de atendimento sanitário nas sub-bacias do reservatório.

Outra ressalva a ser feita é que não foram atualizados os coeficientes de geração de carga utilizados pelo modelo MQUAL 2.0. Como essas informações são baseadas em campanhas de campo realizadas no ano de 2003 (SMA, 2005), existe a possibilidade de estes coeficientes terem sido alterados ao longo do tempo. Tanto uma mudança no uso e ocupação do solo como uma mudança na situação de coleta e disposição de esgoto sanitário nas sub-bacias do entorno do reservatório poderiam alterar estes valores, trazendo consigo incertezas relacionadas aos coeficientes utilizados.

A **Tabela 12** apresenta os resultados obtidos para as cargas difusas de fósforo e nitrogênio totais e DBO_C em (t/dia), para o período de interesse.

Tabela 12 - Cargas difusas mensais afluentes

Mês	P (t/dia)	N (t/dia)	DBO _C (t/dia)
jul-06	1,27	8,97	61,7
ago-06	1,15	8,41	53,0
set-06	1,22	8,75	58,2
out-06	1,24	8,85	59,8
nov-06	1,36	9,39	68,3
dez-06	1,39	9,52	70,3
jan-07	1,37	9,42	68,7
fev-07	1,38	9,45	69,2
mar-07	1,33	9,25	66,0
abr-07	1,18	8,57	55,5
mai-07	1,16	8,48	54,1
jun-07	1,03	7,89	44,9
jul-07	1,19	8,62	56,2
ago-07	1,01	7,81	43,5
set-07	1,00	7,76	42,9
out-07	1,19	8,64	56,5
nov-07	1,16	8,49	54,2
dez-07	1,29	9,06	63,1

Da **Figura 52** à **Figura 54** são apresentadas as cargas difusas afluentes ao reservatório, para cada uma das suas sub-bacias, no período de interesse, para nitrogênio e fósforo totais, além de DBO_C (referentes ao uso do solo de 2000 e população total majorada em 10%), respectivamente. A **Figura 55** mostra as cargas difusas diárias de fósforo total, calculadas pelo método indicado, no período de interesse. A **Figura 56** mostra os valores de médias diárias a cada mês do período de interesse.

A localização da entrada de cargas de cada uma dessas sub-bacias pode ser observada na **Tabela 7** e na **Figura 22**.

Figura 52 - Cargas difusas de fósforo total de tempo seco e de chuva para cada sub-bacia

Figura 53 - Cargas difusas de nitrogênio total de tempo seco e de chuva para cada sub-bacia

Figura 54 - Cargas difusas de DBOc de tempo seco e de chuva para cada sub-bacia

Figura 55 - Cargas difusas médias diárias de fósforo total no período de interesse

Figura 56 - Cargas difusas médias diárias de fósforo total, a cada mês, no período de interesse

Tendo em vista quantificar a importância da contribuição relativa aportada por cada sub-bacia foi elaborada a **Tabela 13**, que apresenta a percentagem de contribuição de carga difusa de cada sub-bacia, para cada uma das variáveis de interesse. Da **Figura 57** à **Figura 59** esses dados são apresentados graficamente.

Tabela 13 - Porcentagem de carga difusa que entra por cada sub-bacia para todo o período simulado (jul/2006 a dez/2007)

Sub-bacia	P	N	DBO
Alvarenga	20,71%	20,63%	21,03%
Bororé	4,60%	4,53%	4,68%
Capivari	0,18%	0,12%	0,12%
Cocaia	29,05%	29,27%	29,42%
Corpo Central -1	20,63%	20,80%	20,49%
Corpo Central -2	5,17%	5,21%	5,09%
Corpo Central -3	0,93%	0,95%	0,93%
Corpo Central -4	0,61%	0,58%	0,62%
Grota Funda	10,33%	10,44%	10,09%
Pedra Branca	0,15%	0,10%	0,12%
Rio Grande Jusante	3,75%	3,71%	3,77%
Rio Pequeno	0,28%	0,17%	0,20%
Taquacetuba	3,61%	3,49%	3,46%

Figura 57 - Contribuição relativa de cargas difusas de fósforo afluentes ao compartimento de Pedreira no período para cada sub-bacia

Figura 58 - Contribuição relativa de cargas difusas de nitrogênio afluentes ao compartimento de Pedreira no período para cada sub-bacia

Figura 59 - Contribuição relativa de cargas difusas de fósforo afluentes ao compartimento de Pedreira no período para cada sub-bacia

As concentrações médias diárias, provenientes das sub-bacias, foram a partir das vazões médias diárias, que por sua vez foram obtidas pela aplicação dos métodos já indicados no **Item 4.1.5.3**. Como tais métodos foram aplicados a todas as sub-bacias e para todas as variáveis de qualidade de interesse, a título ilustrativo, foram apresentados apenas os valores obtidos no braço do rio Alvarenga para fósforo (**Figura 60**).

Mais ainda, em decorrência da intenção de se mostrarem os “pulsos” na área de estudo impactada por um evento chuvoso, reflexo da aplicação deste método, os valores das concentrações apresentam grandes oscilações. Para fins práticos e para amortecer tais impactos, são mostradas, em linha contínua as concentrações obtidas pela respectiva média móvel de 30 dias consecutivos.

Figura 60 - Concentrações de fósforo total na sub-bacia do Braço do Alvarenga no período de interesse

Em alguns momentos, para algumas sub-bacias, as concentrações dos poluentes geradas, utilizando os métodos indicados anteriormente, apresentaram valores muito mais altos do que aqueles encontrados na natureza para este tipo de drenagem (por exemplo, os valores de concentração de DBO na sub-bacia Cocaia foram da ordem de 700 mg/L no período de estiagem). Isso ocorre, pois nos momentos em que o balanço hídrico resultava em valores negativos de vazões para as sub-bacias, foi adotada uma vazão mínima de 3,25 m³/s que, então, era dividida entre todas as sub-bacias. Desta maneira, a combinação de uma vazão pequena com a carga de tempo seco resulta nessas concentrações altas. Porém, este fato é amenizado pela dispersão dos poluentes assim que entram no reservatório, diminuindo bruscamente as concentrações.

Essas incertezas são manifestadas nas simulações de qualidade da água no sistema Billings.

Visando corrigir valores sem sentido físico das concentrações de poluentes de esgoto doméstico geradas pelas sub-bacias, foi adotada uma faixa limite das concentrações de DBO, Nitrogênio Total e Fósforo Total (**Tabela 14**). Estes valores foram obtidos a partir de dados da bibliografia (EPA, 2005; URBONAS & STARHE, 1993; PORTO, 2001; e SCHUELER, 1997 *apud* IPH, 2008).

Tabela 14 - Faixa de valores de concentração para o esgoto doméstico (SCHUELER, 1997 *apud* IPH, 2008)

Poluente	Concentrações de esgoto (mg/L)	Limite adotado (mg/L)
DBO	150 – 250	200
Nitrogênio Total	15 – 85	50
Fósforo Total	3 – 15	9

4.1.6.3 Principais aportes de carga

Os principais aportes de carga ao reservatório ocorrem por Pedreira, através da reversão das águas do Rio Pinheiros e através das sub-bacias. As cargas afluentes por Pedreira dependem unicamente da qualidade das águas do Rio Pinheiros próxima a esta estação elevatória. A qualidade das águas do Rio Pinheiros depende, por sua vez, do aporte de esgotos e cargas difusas provenientes das bacias dos rios Pinheiros e Tietê. Portanto, a qualidade das águas do reservatório Billings depende da ocupação e das condições de infraestrutura sanitária, tanto no entorno do reservatório, como nas bacias dos rios Pinheiros e Tietê.

No tocante aos principais aportes de cargas poluentes, apresenta-se a seguir um sumário das situações relacionadas ao longo do presente trabalho e descritas a seguir. A **Tabela 15** apresenta um resumo das contribuições afluentes por Pedreira e pelas sub-bacias no período de agosto de 2006 a julho de 2007, período utilizado na calibração do modelo.

Com relação aos volumes de água aportados, pode-se afirmar que a contribuição das sub-bacias foi superior à das vazões bombeadas por Pedreira, respectivamente 25 e 75 % aproximadamente, do total afluente ao reservatório. O mesmo se pode afirmar com relação às cargas totais afluentes de fósforo total, nitrogênio total e demanda bioquímica de oxigênio. Ou seja, em torno de 68 % do fósforo total afluente no período foi proveniente das sub-bacias. Em torno de 58 % do nitrogênio total foi proveniente das sub-bacias. E por fim, em torno de aproximadamente 85 % da DBO foi proveniente das sub-bacias.

Estes aspectos bem ilustram a situação de comprometimento da qualidade ambiental nas sub-bacias contribuintes ao reservatório, tendo em vista as atuais regras operativas praticadas, aliadas à intensa ocupação antrópica verificada, demandando ações vigorosas e urgentes para a manutenção da qualidade da água deste manancial.

A seguir, a **Tabela 16** e a **Tabela 17** apresentam as contribuições afluentes por Pedreira e pelas sub-bacias no período de agosto de 2006 a dezembro de 2006 e no período de agosto de 2007 a dezembro de 2007, ou seja, na mesma época do ano, para 2006 e 2007, com e sem flotação. Os resultados da **Tabela 16** e da **Tabela 17** são também mostrados na **Figura 61**, comparando os períodos de agosto a dezembro dos anos de 2006 e 2007, com e sem flotação, e na **Figura 62**, onde pode ser observada a situação sem flotação, de agosto de 2006 a agosto de 2007.

Os percentuais de volumes afluentes por Pedreira, em cada ano analisado, foram aproximadamente os mesmos em 2006 e 2007, 25 % para 2006 e 28 % para 2007, aproximadamente. Entretanto, os volumes veiculados por Pedreira em 2007 foram três vezes o volume em 2006 (**Figura 61**). Os mesmos percentuais de redução obtidos para os volumes afluentes não se aplicam diretamente aos valores das cargas afluentes ao reservatório. Os valores percentuais de cargas introduzidas por Pedreira para fósforo total foram expressivamente reduzidos de 35 % para 4,5 %. Para nitrogênio total houve uma pequena redução, de um pouco mais para um pouco menos de 42 %. Para a DBO foi observada uma redução de pouco menos que 1 %.

As cargas totais afluentes em 2006 foram superiores às observadas em 2007. Uma comparação simples e direta como esta, pode não representar bem uma realidade de menor comprometimento da qualidade do corpo receptor. Os volumes escoados nas sub-bacias no mesmo período de 2007 representam 67% dos volumes escoados em 2006, e os volumes afluentes em Pedreira em 2007 representam 77 % em relação a 2006, como mostra a **Tabela 18**. Foram verificadas reduções nas cargas totais afluentes em 2007 em relação ao mesmo período de 2006, sendo que para DBO, foi reduzida para 80%, para o fósforo total foi reduzido para 8 % e para o nitrogênio total foi para 90% da carga total afluyente em 2007.

A **Tabela 18** apresenta uma comparação entre contribuições verificadas nas sub-bacias e em Pedreira, nos períodos de agosto a dezembro de 2006 e 2007. É possível observar que os volumes afluentes por Pedreira em 2007 foram inferiores

aos de 2006, entretanto as reduções observadas nos aportes de cargas são substancialmente menores, não se podendo atribuir esta redução apenas à redução de volumes. Deste modo, se fossem mantidas em 2007 as mesmas condições de aportes de carga em Pedreira observadas em 2006, pode-se constatar que haveria um benefício ao reservatório no aporte de cargas poluidoras por Pedreira da ordem de 72 toneladas de P total por mês no período, um excedente de aproximadamente 138 toneladas de nitrogênio por mês no período e um excedente de aproximadamente 77 toneladas de DBO por mês no período analisado.

Ou ainda, na mesma seqüência de raciocínio, as concentrações de fósforo afluentes em 2007 foram 10 % das afluentes em 2006, mas as concentrações de nitrogênio total e de DBO foram, respectivamente, 18 e 4 % superiores em 2007.

Os resultados obtidos de redução de cargas de fósforo, embora sejam encorajadores, ainda são preliminares e podem indicar uma fase de acomodação à implementação do processo de flotação, nada mais. No segundo semestre de 2007, o protótipo de flotação ainda estava em fase inicial de implementação de seus testes. Outro aspecto a ser destacado, além dos bons resultados obtidos na remoção de fósforo total, é que a mesma redução percentual dos níveis de nitrogênio total não foi obtida. Cabe observar que a flotação não remove diretamente nitrogênio, mas a introdução de ar via flotação pode aumentar as taxas de nitrificação, com a oxidação de amônia a nitrito, e deste a nitrato. Qual seja a concentração de fósforo, que é a variável limitante do avanço da eutrofização do reservatório, a introdução de aportes significativos de nitrogênio é questão que merece preocupação e cujo teor foge aos objetivos deste estudo.

Tabela 15 - Cargas afluentes por Pedreira e pelas sub-bacias no período de agosto de 2006 a julho de 2007

Data	PEDREIRA				SUBBACIAS				TOTAL			
	Volume (hm ³)	Ptot (t/mês)	Ntotal (t/mês)	DBO (t/mês)	Volume (hm ³)	Ptot (t/mês)	Ntotal (t/mês)	DBO (t/mês)	Volume (hm ³)	Ptot (t/mês)	Ntotal (t/mês)	DBO (t/mês)
ago/06	0	0,0	0,0	0,0	33,3	35,4	260,1	1639,0	33,3	35,4	260,1	1639,0
set/06	14,9	10,7	136,1	206,5	44,4	36,5	261,6	1740,0	59,3	47,2	397,7	1946,6
out/06	4,9	5,2	53,6	116,1	51,2	38,4	273,6	1849,2	56,1	43,6	327,2	1965,3
nov/06	39	45,0	419,0	979,0	79,5	40,8	280,9	2041,8	118,5	85,8	699,9	3020,8
dez/06	40,5	44,0	401,7	868,2	84,3	43,0	294,3	2173,1	124,8	87,1	696,0	3041,3
jan/07	22,6	22,9	214,0	398,2	83,2	42,3	291,1	2122,5	105,8	65,2	505,0	2520,7
fev/07	40,6	39,1	421,4	612,1	93,2	38,4	263,8	1930,5	133,8	77,5	685,2	2542,6
mar/07	26,2	21,9	271,3	336,0	67,7	41,1	285,8	2039,8	93,9	63,1	557,1	2375,8
abr/07	14	8,5	141,7	154,6	40,8	35,3	256,4	1659,8	54,8	43,8	398,1	1814,4
mai/07	3,2	1,7	32,1	34,1	29,8	35,9	262,2	1671,0	33	37,6	294,3	1705,2
jun/07	2,7	1,5	26,2	29,6	16,8	30,8	236,2	1342,8	19,5	32,3	262,3	1372,3
jul/07	22,1	11,4	204,4	205,8	62,7	36,8	266,4	1737,2	84,8	48,2	470,8	1943,0
% (*)	25,14%	31,80%	41,80%	15,22%	74,86%	68,20%	58,20%	84,78%				

(*): porcentagem relativa entre Pedreira/Total e Sub-bacias/Total, onde: Total = Pedreira + Sub-bacias

Tabela 16 - Cargas afluentes por Pedreira e pelas sub-bacias no período de agosto de 2006 a dezembro de 2006 (sem flotação)

Data	PEDREIRA				SUBBACIAS				TOTAL			
	Volume (hm ³)	Ptot (t/mês)	Ntotal (t/mês)	DBO (t/mês)	Volume (hm ³)	Ptot (t/mês)	Ntotal (t/mês)	DBO (t/mês)	Volume (hm ³)	Ptot (t/mês)	Ntotal (t/mês)	DBO (t/mês)
ago/06	0	0,0	0,0	0,0	33,3	35,4	260,1	1639,0	33,3	35,4	260,1	1639,0
set/06	14,9	10,7	136,1	206,5	44,4	36,5	261,6	1740,0	59,3	47,2	397,7	1946,6
out/06	4,9	5,2	53,6	116,1	51,2	38,4	273,6	1849,2	56,1	43,6	327,2	1965,3
nov/06	39	45,0	419,0	979,0	79,5	40,8	280,9	2041,8	118,5	85,8	699,9	3020,8
dez/06	40,5	44,0	401,7	868,2	84,3	43,0	294,3	2173,1	124,8	87,1	696,0	3041,3
% (*)	25,33%	35,10%	42,44%	18,69%	74,67%	64,90%	57,56%	81,31%				

(*): porcentagem relativa entre Pedreira/Total e Sub-bacias/Total, onde: Total = Pedreira + Sub-bacias

Tabela 17 - Cargas afluentes por Pedreira e pelas sub-bacias no período de agosto de 2007 a dezembro de 2007 (com flotação)

Data	PEDREIRA				SUBBACIAS				TOTAL			
	Volume (hm ³)	Ptot (t/mês)	Ntotal (t/mês)	DBO (t/mês)	Volume (hm ³)	Ptot (t/mês)	Ntotal (t/mês)	DBO (t/mês)	Volume (hm ³)	Ptot (t/mês)	Ntotal (t/mês)	DBO (t/mês)
ago/07	0,23	0,0	3,4	0,9	15,8	31,2	241,4	1346,3	16,03	31,3	244,8	1347,1
set/07	-0,64	0,3	22,5	18,7	13,4	29,9	232,3	1283,0	12,76	30,2	254,9	1301,7
out/07	14,7	1,2	166,3	438,9	43,6	36,9	267,0	1746,0	58,3	38,2	433,3	2184,9
nov/07	29,2	3,8	321,3	640,1	33,2	34,8	253,9	1620,9	62,4	38,6	575,3	2261,0
dez/07	32,6	2,7	398,7	630,9	89,2	39,9	280,1	1950,6	121,8	42,6	678,8	2581,5
% (*)	28,05%	4,50%	41,72%	17,87%	71,95%	95,50%	58,28%	82,13%				

(*): porcentagem relativa entre Pedreira/Total e Sub-bacias/Total, onde: Total = Pedreira + Sub-bacias

Figura 61 - Volumes e cargas afluentes ao reservatório: Resumo das situações com e sem flotação

Figura 62 - Volumes e cargas afluentes ao reservatório: Resumo da situação sem flotação

Tabela 18 - Comparação das contribuições verificadas entre agosto e dezembro de 2006 e 2007

Data	PEDREIRA				SUB-BACIAS				TOTAL			
	Volume (hm3)	Pt (t)	Nt (t)	DBO (t)	Volume (hm3)	Pt (t)	Nt (t)	DBO (t)	Volume (hm3)	Pt (t)	Nt (t)	DBO (t)
2006*	99,3	104,96	1010,42	2169,88	292,7	194,10	1370,45	9443,06	392,0	299,06	2380,87	11612,94
2007*	76,1	8,13	912,33	1729,55	195,2	172,71	1274,68	7946,62	271,3	180,84	2187,01	9676,17
(2006 / 2007)	131%	1291%	111%	125%	150%	112%	108%	119%	144%	165%	109%	120%
(2007 / 2006)	77%	8%	90%	80%	67%	89%	93%	84%	69%	60%	92%	83%
C ₀₆ (t/m ³)	-	1,06	10,18	21,85	-	0,66	4,68	32,26	-	0,76	6,07	29,62
C ₀₇ (t/m ³)	-	0,11	11,99	22,73	-	0,88	6,53	40,71	-	0,67	8,06	35,67
□ C ₀₇₋₀₆	-	-0,95	1,81	0,88	-	0,22	1,85	8,45	-	-0,10	1,99	6,04
C ₀₇ / C ₀₆		10%	118%	104%	-	133%	139%	126%	-	87%	133%	120%
C ₀₆ e Volume 2007 (t)	76,1	80,43	774,25	1662,70	195,2	129,45	913,95	6297,53	271,3	209,87	1688,20	7960,23
C ₀₇ e Volume 2006 (t)	99,3	10,61	1190,62	2257,12	292,7	258,98	1911,36	11915,86	392,0	269,59	3101,98	14172,98
Benefício 2007 (t)	-	72,30	-138,08	-66,85	-	-43,27	-360,73	-1649,09	-	29,03	-498,81	-1715,94
Benefício 2006 (t)	-	94,35	-180,20	-87,24	-	-64,88	-540,91	-2472,80	-	29,47	-721,11	-2560,04

5 RESULTADOS

5.1 A Seleção do Modelo Matemático do Reservatório Billings

Análises da dimensionalidade de modelos em reservatórios são conduzidas considerando vários fatores, mas, principalmente: larguras superficiais (i.e., dimensão plano horizontal), profundidades (dimensão plano vertical), perfis de temperatura, variações de massa específica, formas de aporte dos poluentes, aspectos meteorológicos (sobretudo ventos e, em regiões tropicais, a variação relativa de temperaturas ao longo do ano), entre outros.

Em corpos hídricos com águas profundas a estratificação vertical de massa específica pode reduzir substancialmente a mistura vertical devido a turbulência, resultando em variações verticais significantes das variáveis hidrodinâmicas e de qualidade da água. Para tais sistemas é mais apropriada a aplicação de um modelo tridimensional (JI, 2008).

Já em corpos d'água rasos, assim como em lagos e estuários largos e bem misturados, uma fraca estratificação vertical permite um forte acoplamento da tensão superficial gerado pelo vento e da tensão gerada pelo atrito de fundo. A mistura vigorosa minimiza os gradientes verticais na coluna de água. O transporte físico neste caso é dominado essencialmente por advecção horizontal. Essas condições permitem que as equações gerais tridimensionais sejam aproximadas por equações bidimensionais integradas verticalmente e eliminar qualquer estrutura vertical (HAYTER *et al.*, 1998 *apud* JI, 2008). Lagos e reservatórios largos e pouco profundos podem ser bem representados por modelos bidimensionais verticalmente integrados (JI, 2008).

O reservatório Billings possui uma série de características que foram de fundamental importância para a escolha adequada dos modelos de simulação hidrodinâmica e de qualidade da água.

Como as entradas referentes às sub-bacias apresentam cargas afluentes elevadas, elas acabam sendo as principais fontes de constituintes nos processos de mistura e decaimento. Essas fontes são tão importantes nos processos de mistura que uma

pequena alteração nos valores das concentrações afluentes pelas sub-bacias causa uma grande mudança nas contrações no interior do reservatório. Durante a calibração foi possível constatar que mesmo uma triplicação do valor do parâmetro de decaimento de fósforo total não causa um efeito tão grande como uma redução de 20% no valor das cargas de fósforo total afluentes pelas sub-bacias.

Como existem muitas destas entradas, todas com características diferentes e espaçadas ao longo de todo o perímetro do reservatório, pode-se ver que a resolução horizontal do reservatório se torna mais importante que a resolução vertical.

No sentido de se verificar a dimensionalidade do modelo a ser adotado, foram analisados os aspectos físicos da área inundada pelo espelho d'água deste reservatório, mediante o estudo das cotas observadas.

Ao longo do registro histórico para o período de 1982 a 2008, os registros diários dos níveis d'água fornecidos pela EMAE indicaram desde valores mínimos de 738,56 m (RN EPUSP) no dia 24/12/1985 até valores máximos de 746,31 m (RN EPUSP) no dia 10/03/1996 e um valor médio para o período de 743,68 m (RN EPUSP). No período posterior à vigência artigo 46, das Disposições Transitórias da Constituição do Estado de São Paulo (de 1993 a 2007) os valores observados foram: máximo de 746,31 m (RN EPUSP), mínimo de 738,61 m (RN EPUSP) e médio de 743,35 m (RN EPUSP), indicando uma variação do nível d'água de 7,70 metros, como pode ser observado na **Figura 63**.

Figura 63 - Variação diária da cota do nível d'água no período de 31/1/1982 a 31/12/2007 (RN EPUSP)

Neste contexto, foram analisadas as cotas do nível d'água médias e a batimetria, tendo-se chegado a valores que oscilaram entre zero e dezoito metros de profundidade para uma malha de 100 x 100 metros. A profundidade média para o reservatório, no período analisado, foi de 6,91 metros. James (1993) considera como rasos os lagos com profundidade média inferiores a 10 m. Já Chapra (1997), estabelece como limite para esta classificação, a profundidade de 7 m.

Lagos rasos raramente mantém a estratificação por longos períodos de tempo (JAMES, 1993), o que permite admitir, para fins de estudo, a mistura homogênea ao longo da vertical.

A **Figura 64** exibe o histograma e a curva de freqüências acumuladas das profundidades observadas. Verifica-se que, até quinze metros de profundidade, existe um crescimento linear da curva de freqüências acumuladas, na qual a cada metro se tem um acréscimo em média de 6,34 %. Sendo que 38 % das profundidades são superiores a 10 metros, 31% das profundidades são superiores a 11 metros e profundidades superiores a 15 metros ocorrem em apenas 5 % dos casos. Desta forma, se mantidas as regras operacionais historicamente adotadas para a Billings, o comportamento do reservatório poderá ser considerado como de

águas rasas ou de 'baixa profundidade' reforçando a hipótese da bidimensionalidade horizontal.

Figura 64 - Histograma e curva de frequência acumulada das profundidades médias observadas

Para caracterização do real comportamento vertical do reservatório, foram analisados os dados de campo nas componentes OD e Temperatura, como ilustra a **Figura 65**.

Figura 65 - Perfis de OD e Temperatura - Reservatório Billings em 2007

É possível observar que não há um padrão para as distribuições verticais de temperatura e OD. É provável que em março de 2007 o reservatório estivesse estratificado, pois é clara a estratificação de oxigênio e existe uma pequena estratificação de temperatura na superfície, porém essa estratificação ocorre em temperaturas mais altas (em torno de 27 °C), intensificando a estratificação de densidade.

Em 2008, para verificação de estratificação térmica, foram realizadas campanhas em três pontos, situados nas regiões mais profundas do reservatório. As coordenadas na projeção UTM e *datum* Córrego Alegre destes pontos são: Ponto 1 - E 332481 N 7362757; Ponto 2 - E 34663 N 7367459; Ponto 3 - E 32989 N 7370208 (FCTH, 2009). Da **Figura 66** a **Figura 68** a localização de cada um destes pontos é apresentada.

Figura 66 - Pontos onde foram coletados os dados (fonte: Google Earth, Set/2009)

Figura 67 - Localização relativa dos pontos de coleta e os do monitoramento QAPB (B1 a B6) (fonte: Google Earth, Set/2009)

Figura 68 - Detalhe da localização relativa dos pontos de coleta e os de monitoramento QAPB (fonte: Google Earth, Set/2009)

Em cada ponto, foram realizadas medições em três horários diferentes. As medições foram realizadas no dia 27 de maio de 2008, às 6h00, 12h00 e 18h00 nos pontos 1 e 3 e às 12h00 e 18h00 no ponto 2. Para as medições da temperatura da água a cada profundidade foi utilizada a sonda de qualidade de água do projeto QAPB. Os valores obtidos em campo, para cada ponto, são apresentados da **Figura 69** a **Figura 71**.

A partir destes perfis de temperatura foi possível calcular, para cada profundidade, a massa específica correspondente, através da **Equação (88)**. Da **Figura 72** a **Figura 74** são apresentadas as variações de massas específicas nos pontos 1 a 3, respectivamente, nos horários em que houve coleta em cada ponto, ou seja, às 6h00, 12h00 e 18h00 nos pontos 1 e 3 e às 12h00 e 18h00 no ponto 2.

$$M_{\text{específica}} = (999.84 + 6.79 \cdot 10^{-2} \cdot T - 9.09 \cdot 10^{-3} \cdot T^2 + 1.00 \cdot 10^{-3} \cdot T^3 - 1.12 \cdot 10^{-6} \cdot T^4 + 6.53 \cdot 10^{-9} \cdot T^5) / 1000 \quad (88)$$

Onde

- $M_{\text{específica}}$ é a massa específica da água em (g/m³)
- T é a temperatura da água em (°C)

Da **Figura 69** a **Figura 74**, as escalas dos eixos horizontais foram exagerados para que as pequenas variações de temperatura e massa específica pudessem ser melhor observadas. No caso da temperatura a escala horizontal vai de 19,5 a 22,0 °C, ou seja, uma amplitude de apenas 2,5 °C. Já no caso da massa específica a escala horizontal vai de 0,99780 a 0,99880 g/cm³, resultando em uma amplitude de apenas 10⁻³ g/cm³.

Figura 69 - Perfis de temperatura no Ponto 1, nos três horários

Figura 70 - Perfis de temperatura no Ponto 2, nos dois horários

Figura 71 - Perfis de temperatura no Ponto 3, nos três horários

Figura 72 - Perfis de massa específicas no Ponto 1, nos três horários

Figura 73 - Perfis de massa específicas no Ponto 2, nos dois horários

Figura 74 - Perfis de massa específicas no Ponto 3, nos três horários

A **Tabela 19** apresenta para os pontos 1, 2 e 3 os valores máximos e mínimos obtidos, na campanha em análise, para as temperaturas, profundidades e massas específicas. A maior variação de temperatura foi de 2,04 °C no ponto 2, às 12 horas e a menor foi de 0,24 °C no ponto 3, às 6 horas. A maior variação de profundidade foi de 12,1 metros, no Ponto 3, às 12 horas. A maior variação de massa específica (0,00043 g/cm³) ocorreu no ponto P2 (às 12 horas). De modo análogo à ocorrência de valores máximos, a ocorrência de valores mínimos (para temperatura e massa específica, sobretudo) não seguiu um padrão definido. Estes aspectos reforçam a constatação da existência de variações nos valores de massa específica na coluna d'água tão pequenas, a ponto de não se observarem variações de massa suficientes para representarem uma estratificação, pelo contrário, a coluna d'água se apresenta misturada, no eixo vertical.

Na sequência são apresentados os resultados das análises de temperatura da água do Reservatório Billings com base no monitoramento realizado pelo Projeto QAPB durante o período de teste da flotação. O monitoramento da temperatura em 2007 e 2008 é apresentado, através das temperaturas médias no período para cada ponto, na **Figura 75** e na **Figura 76**, que indicam um decréscimo de B1 para B6, sendo a superfície mais aquecida por conta da insolação diurna. Ressalta-se que a média da temperatura do ar na região no período analisado foi de 25 °C. A dispersão da temperatura foi bastante significativa (maior que 10%), sendo consistentemente maior nos pontos de superfície, como esperado em função da incidência de luz solar, conforme demonstra a **Figura 75**. Paradoxalmente, um dos menores valores médios de temperatura de fundo foi observado em Pedreira (ponto B1).

A **Figura 77** apresenta as massas específicas médias da água entre B1 e B6, para a superfície e o fundo, calculadas à partir das temperaturas apresentadas na **Figura 75** e utilizando a **Equação (88)**. A maior variação de massa específica média entre superfície e fundo ocorreu no ponto B1 e foi da ordem de 0,00042 g/cm³. Valor este que é próximo da variação máxima observada durante a campanha estratigráfica realizada em maio de 2008.

Tabela 19 - Valores máximos e mínimos obtidos nas campanhas estratigráficas de 2008

Horário		6hs			12hs			18hs		
Ponto	Medição	Temp. (°C)	Prof. (m)	M _{esp.} (g/cm ³)	Temp. (°C)	Prof. (m)	M _{esp.} (g/cm ³)	Temp. (°C)	Prof. (m)	M _{esp.} (g/cm ³)
Ponto 1	Máximo	20,77	8,8	0,99824	21,50	7,9	0,99817	21,41	8,3	0,99824
	Mínimo	19,82	1,2	0,99804	20,18	0,5	0,99788	19,86	0,2 ^{*2}	0,99791
	Variação	0,95	7,6	0,00020	1,33	7,4 ^{*4}	0,00029	1,55	8,1	0,00033
Ponto 2	Máximo	-	-	-	21,69 ^{*1}	11,5	0,99828	21,58	11,7	0,99828 ^{*1}
	Mínimo	-	-	-	19,66	0,3	0,99784 ^{*2}	19,64 ^{*2}	0,5	0,99787
	Variação	-	-	-	2,04 ^{*3}	11,2	0,00043 ^{*3}	1,93	11,2	0,00041
Ponto 3	Máximo	20,02	12,4 ^{*1}	0,99825	21,15	12,4 ^{*1}	0,99826	20,99	12,4 ^{*1}	0,99826
	Mínimo	19,78	0,4	0,99820	19,76	0,3	0,99796	19,76	0,3	0,99800
	Variação	0,24 ^{*4}	12,0	0,00005 ^{*4}	1,40	12,1 ^{*3}	0,00029	1,23	12,1 ^{*3}	0,00026

Obs:

*1: máximo dos máximos

*2: mínimo dos mínimos

*3: máximo das variações

*4: mínimo das variações

Figura 75 - Temperatura média da água entre B1-B6 no reservatório Billings em 2007 e 2008

Figura 76 - Médias e desvios-padrão correspondentes da temperatura da água no reservatório Billings em 2007 e 2008

Figura 77 - Massa específica média da água entre B1 e B6 no reservatório Billings em 2007 e 2008

A **Figura 78** e a **Figura 79** apresentam os valores pontuais instantâneos observados no período de agosto de 2007 a março de 2009, para temperatura e massa específica, nos pontos B1 a B6, superfície e fundo, dos quais foram obtidas as médias e desvios padrão apresentados da **Figura 75** a **Figura 77**. Excepcionalmente foram incluídos nesta análise valores observados posteriores a dezembro de 2008. Isto ocorreu com o objetivo de se visualizar aspectos de sazonalidade e outros que possam decorrer da observação de um ciclo hidrológico completo.

Nestas medidas instantâneas os pontos B1 e B2 apresentaram massas específicas entre superfície e fundo muito próximas. Pequenas variações ocorreram em B3, B5 e B6, em diferentes meses. O ponto B4 também apresentou pouca variação de massa específica entre a superfície e o fundo. As maiores variações de massa específica observadas são da ordem de 10^{-3} g/cm³. Esta variação foi uma ordem de magnitude superior à observada durante a campanha estratigráfica realizada em 2008 (durante a qual foram observadas variações de massa específica da ordem de 10^{-4} g/cm³, ver **Tabela 19**). Consistentemente, menores valores de massa específica ocorrem nos meses de março de 2008 e março de 2009 nos 6 pontos. Os valores máximos são observados nos meses de julho e agosto, também em todos os

pontos. Estes aspectos podem estar indicando a presença de sazonalidade na massa específica para a coluna d'água observada.

Esta análise das variações verticais da temperatura e massa específica permitiu concluir que o reservatório Billings não apresenta estratificação, ou esta é instável. Como consequência o reservatório pode ser considerado polimítico (COLE, 1983) optando-se assim pela utilização do modelo dinâmico bidimensional horizontal

Destaca-se que outros estudos desenvolvidos para o reservatório Billings empregaram modelos com discretização tridimensional, como visto em BID (2005) e PMSBC/JICA (2007). Nestes estudos foram adotadas células de discretização com dimensões 200 x 200 m e 500 x 500 m na horizontal, respectivamente para o projeto do BID e para o projeto de São Bernardo, e 1 m na vertical, com notável aumento do custo computacional. A adoção de um modelo horizontal possibilitou uma discretização de 100 x 100 m mantendo-se um tempo razoável de processamento. O modelo adotado, portanto, possui uma resolução horizontal 4 vezes maior que a do BID (2005), e 25 vezes maior que a da PMSBC/JICA (2007).

Figura 78 - Variação da temperatura ao longo do tempo nos pontos monitorados

Figura 79 - Variação da massa específica ao longo do tempo nos pontos monitorados

5.2 Calibração hidrodinâmica

Os aspectos hidrodinâmicos foram simulados considerando-se a variabilidade das vazões de entrada e de saída no reservatório. Na **Figura 80** é apresentada a comparação entre os valores observados e simulados do nível d'água em Pedreira. A **Tabela 20** apresenta os valores obtidos para os parâmetros hidrodinâmicos.

Figura 80 - Comparação dos valores observados e simulados de nível d'água em Pedreira.

Apesar de simples, esta comparação entre os níveis simulados e os observados demonstra que existe conservação de massa (continuidade), que o modelo não está apresentando instabilidades numéricas e que a variação das vazões de entrada e saída do reservatório ao longo do tempo estão corretas e representam o que de fato ocorreu durante o período simulado.

Os parâmetros hidrodinâmicos foram obtidos de valores de referência na literatura.

Tabela 20 - Valores assinalados para os parâmetros hidrodinâmicos.

Parâmetro	Descrição	Unidade	Valor adotado	Referência
A_h	Coef. de viscosidade turbulenta horiz.	$m^{1/2} s^{-1}$	10,00	(WHITE, 1974)
C_D	Coeficiente de fricção do vento	-	3,00E-06	(WU, 1982)
n	Coeficiente de Manning	-	0,0125	(CHOW, 1959)
θ	Ponderador no tempo	-	0,5	(CASULLI & CHENG, 1990)

Apenas para ilustrar, da **Figura 81** a **Figura 84** estão apresentadas as velocidades no reservatório para um cenário hipotético com vazão de $50 m^3/s$ em Pedreira, de modo a simular o que ocorreria com a hidrodinâmica do reservatório caso fosse implantado o sistema de flotação. Também foi utilizada a mesma série sintética de ventos já apresentada. As vazões afluentes pelas sub-bacias e na Barragem reguladora Billings Pedras foram estimadas de modo que a linha de tendência da variação do nível d'água ao longo do período simulado fosse horizontal, ou seja o reservatório não enche nem esvazia durante o período, mas o nível oscila em torno de uma reta horizontal.

É possível observar que as velocidades em grande parte do reservatório são muito baixas, abaixo de $1 cm/s$, com exceção da região no entorno de Pedreira e no estreitamento sob a Rodovia dos Imigrantes. Neste estreitamento as velocidades podem atingir a máxima de $5 cm/s$.

Assim, a advecção tem um papel pequeno nos processos de mistura, pois na maior parte do reservatório as velocidades são muito baixas. Portanto, a difusão turbulenta se torna a maior responsável pela mistura de constituintes no interior do reservatório.

Figura 81 - Velocidades no reservatório Billings (sem vento).

Figura 82 - Velocidades no reservatório Billings (sem vento) - Detalhe.

Figura 83 - Velocidades no reservatório Billings (com vento).

Figura 84 - Velocidades no reservatório Billings (com vento) - Detalhe.

5.3 Calibração de qualidade da água

A partir dos resultados hidrodinâmicos foram simulados os parâmetros de qualidade da água com a finalidade de calibrar e validar o modelo. A **Tabela 21** apresenta os valores assinalados para os parâmetros de qualidade da água.

Tabela 21 - Valores assinalados para os parâmetros de qualidade da água (IPH, 2008).

Parâmetro	Descrição	Unidade	Valor
$G_{\max}$	Taxa máxima de crescimento	dia ⁻¹	2,25
I_s	Intensidade de luz ótima para cresc. algal	cal cm ⁻² dia ⁻¹	300,00
k'_e	Atenuação da luz na água	m ⁻¹	0,45
θ_T, θ_{Reaer}	Coef. do efeito da temperatura	-	1,067
θ_R	Respiration and excretion effect coefficient	-	1,08
k_P	Coef. de meia saturação para assimilação de P	mg P m ⁻³	3,1
k_N	Coef. de meia saturação para assimilação de N	mg N m ⁻³	12,5
k_{re}	Taxa de respiração e excreção	dia ⁻¹	0,15
k_{gz}	Taxa de consumo do fitoplâncton	dia ⁻¹	0,10

Os resultados preliminares das simulações de qualidade da água no tempo, para os pontos monitorados no sistema, são apresentados da **Figura 85** à **Figura 96**.

Figura 85 - Simulação da Temperatura (em °C) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 86 - Simulação da Temperatura em (°C) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 87 - Simulação de DBOc (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 88 - Simulação de DBOc (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 89 - Simulação de OD (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 90 - Simulação de OD (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 91 - Simulação de Fósforo Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 92 - Simulação de Fósforo Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 93 - Simulação de Nitrogênio Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 94 - Simulação de Nitrogênio Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 95 - Simulação de Clorofila-a (em $\mu\text{g/L}$) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 96 - Simulação de Clorofila-a (em $\mu\text{g/L}$) durante o período de calibração e validação do modelo.

Como resultado da alta urbanização no compartimento que vai de Pedreira até a ponte da Rodovia dos Imigrantes, os padrões de qualidade da água neste compartimento são distintos dos padrões encontrados no compartimento entre a ponte da Rodovia dos Imigrantes e a Barragem Reguladora Billings-Pedras.

O modelo resultou em valores de temperatura inferiores aos observados em campo apenas durante os primeiros seis meses de simulação para os pontos BILL02500, BL102, BL103 e BL105. Já para os pontos BILL02100, BILL02900 e BITQ00101 o modelo apresentou resultados muito próximos dos observados em campo. Nos demais pontos não houve dados observados de temperatura para o período de interesse.

Com relação à DBO, para os pontos BITQ00101, BILL02500 e BILL02900 os resultados do modelo estiveram dentro da faixa de variação dos valores de concentrações de DBO observadas em campo. Já nos pontos BL103, BL105 e BILL02100, as concentrações obtidas durante a modelação foram ligeiramente menores e no ponto BL102 essas concentrações foram ligeiramente maiores que os dados observados em campo. Nos demais pontos não houve dados observados de concentrações de DBO para o período de interesse.

O modelo apresentou valores inferiores de concentrações de OD aos observados em campo apenas durante os últimos seis meses de simulação para os pontos do Projeto QAPB (B1 a B6). No ponto BL102, as concentrações do modelo tenderam ser menores que as observadas em campo durante quase todo o período de interesse. Já para os pontos monitorados pela CETESB (BILL02100, BILL02500, BILL02900, BITQ00101) e para os pontos BL103 e BL105 os resultados do modelo estiveram dentro da faixa de variação dos valores de concentrações de OD observadas em campo. Nos demais pontos não houve dados observados de concentrações de OD para o período de interesse.

Para o nitrogênio total, nos pontos BL102, BL103 e BL105 os resultados do modelo estiveram dentro da faixa de variação dos valores de concentrações de N total observadas em campo. Já nos pontos monitorados pela CETESB (BILL02100, BILL02500, BILL02900, BITQ00101), as concentrações obtidas durante a modelação foram ligeiramente menores que os dados observados em campo. Nos demais pontos não houve dados observados de concentrações de N total para o período de interesse.

Com relação ao fósforo total, para os pontos B1, B4, BILL02900, BITQ00101, BL102, BL103 e BL105 os resultados do modelo estiveram dentro da faixa de variação dos valores de concentrações de P total observadas em campo, porém não representaram alguns dos picos momentâneos de concentrações. Já nos pontos BILL02100 as concentrações obtidas durante a modelação foram ligeiramente menores que os dados observados em campo durante os primeiros seis meses de simulação. O modelo resultou em valores superiores aos observados em campo apenas durante os últimos seis meses de simulação para os pontos B2, B3 e B5. Nos demais pontos não houve dados observados de concentrações de P total para o período de interesse.

Para clorofila-a os dados observados em campo foram mais escassos, pois apenas a CETESB realizou o monitoramento de clorofila-a durante os primeiros seis meses do período de interesse e somente nos pontos BILL02100, BILL02500 e BITQ00101. Baseado apenas nessas informações é possível observar que o modelo, no ponto BILL02100, apresentou concentrações de clorofila-a inferiores aos dados observados em campo. No ponto BILL02500 os resultados do modelo estiveram dentro da faixa de variação dos valores de concentrações de clorofila-a observadas em campo, porém não representaram alguns dos picos momentâneos de concentrações. Já o ponto BITQ00101 o modelo apresentou concentrações muito próximas dos dados observados em campo.

Existem duas abordagens gerais para a avaliação da qualidade de uma simulação: subjetiva e objetiva. Avaliação subjetiva é baseada em uma comparação visual da simulação com os dados. Isto geralmente consiste em gráfico de série de tempo individual para cada uma das variáveis de estado. Os parâmetros devem ser ajustados até que a concordância entre as saídas do modelo e os dados esteja aparentemente adequada.

Em contraste, uma abordagem objetiva é uma tentativa de quantificar a qualidade do ajuste (usualmente alguma forma de erro). Uma vez que tal medida é adotada, os parâmetros são ajustados até que o melhor (usualmente o menor) valor é obtido.

Existem diversas medidas que podem ser desenvolvidas para avaliar o ajuste. Por exemplo, a minimização dos erros médios relativos, apresentado na **Equação (89)**, que podem ser calculados a partir da soma dos erros relativos, apresentado na **Equação (90)**:

$$\varepsilon = \frac{S_r}{n} \quad (89)$$

Onde

$$S_r = \sum_{i=1}^n \sqrt{\left(\frac{c_{p,i} - c_{m,i}}{c_{m,i}}\right)^2} \quad (90)$$

e

- ε é o erro médio relativo
- S_r é a soma dos erros médios relativos
- $c_{p,i}$ é a i ésima previsão de concentração
- $c_{m,i}$ é a i ésima medida de concentração
- n é o número de medidas de concentração

Tal erro resulta em um valor que deve ser mínimo quando as previsões e medidas estiverem de acordo. Por ser um erro relativo, é possível comparar este erro entre diferentes pontos e variáveis analisadas. A **Tabela 22** apresenta os erros médios relativos para cada uma das variáveis em cada um dos pontos monitorados para a calibração. São apresentados também os erros médios por ponto para todas as variáveis; por variável para todos os pontos e uma média geral.

É possível observar que os maiores erros foram relativos às concentrações de fósforo total. O ponto que apresentou as maiores discrepâncias com relação aos dados observados em campo foi o B2, principalmente para as variáveis fósforo e DBOc. Apesar destas pequenas discrepâncias, a calibração foi considerada satisfatória para os pontos previamente apresentados.

Tabela 22 - Erros médios relativos para a calibração

Ponto \ Variável	Calibração						Média
	DBOc	Nitrogênio	Fosforo	Clorofila-a	OD	Temperatura	
BL102	1.4429	0.6527	1.2992	-	0.4638	0.1110	0.7783
BL103	0.4114	0.2499	0.4404	-	0.2624	0.1142	0.2925
BL105	0.4584	0.4560	0.3928	-	0.2440	0.1367	0.3062
BILL02100	0.3509	0.6225	0.3278	0.9388	0.2759	0.0911	0.4345
BILL02500	0.3891	0.5442	0.3625	0.9045	0.0615	0.0846	0.3911
BILL02900	0.1239	0.4312	0.3200	-	0.3219	0.0781	0.2550
BITQ00101	0.4161	0.4580	0.3961	0.9214	0.1687	0.3822	0.4571
B1	1.1235	-	0.6110	-	1.4137	0.0589	0.9639
B2	3.5874	-	3.7003	-	0.8632	0.0743	2.1379
B3	0.6796	-	1.6993	-	0.5853	0.0108	0.9364
B4	0.5902	-	0.6260	-	0.8593	0.0132	0.6349
B5	0.5070	-	1.9597	-	0.6104	0.0434	1.0008
B6	0.6860	-	1.0599	-	0.4103	0.0826	0.4478
Média	0.6536	0.4685	1.0642	0.5529	0.5459	0.1255	0.6149

Da **Figura 97** à **Figura 108** são apresentados os campos de concentrações para cada poluente simulado em intervalo mensal. Os mapas de Clorofila-a apresentam de forma mais clara as regiões sujeitas à eutrofização (por exemplo, Taquacetuba, Pedreira e Corpo Central).

Estes mapas foram gerados à partir das concentrações instantâneas em todas as células modeladas e são apresentados à cada 30 dias de simulação.

Como o modelo foi calibrado para os pontos em que houve medições de campo, as demais regiões do reservatório podem apresentar resultados irreais, como por exemplo, a eutrofização do braço do Capivari, que pode ser observada na **Figura 107**. Notadamente, este braço apresenta os menores impactos tanto do Rio Pinheiros, pois se encontra distante deste, como das sub-bacias, que no seu entorno ainda apresentam matas altamente preservadas com poucas ações antrópicas. Portanto a proliferação de algas neste braço apresentada pelo modelo pode ser considerada errônea.

Figura 97 - Campo de Temperatura (em °C) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 98 - Campo de Temperatura (em °C) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 99 - Campo de DBOc (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 100 - Campo de DBOc (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 101 - Campo de OD (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 102 - Campo de OD (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 103 - Campo de Fósforo Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura.104 - Campo de Fósforo Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 105 - Campo de Nitrogênio Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 106 - Campo de Nitrogênio Total (em mg/L) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 107 - Campo de Clorofila a (em $\mu\text{g/L}$) durante o período de calibração e validação do modelo.

Figura 108 - Campo de Clorofila a (em $\mu\text{g/L}$) durante o período de calibração e validação do modelo.

6 APLICAÇÕES DO MODELO DESENVOLVIDO

O modelo bidimensional horizontal desenvolvido durante este trabalho foi aplicado, ao longo do Projeto QAPB, para simular o comportamento do reservatório Billings operando sob as mais diversas condições.

Na primeira etapa do projeto QAPB procurou-se verificar a influência da vazão característica afluenta por Pedreira e do sistema de flotação na situação atual de afluência de carga pelas sub-bacias localizadas no entorno do reservatório.

Para tanto, foi criado um cenário-base (também chamado de “CB - 5 anos sem flotação”). Este cenário-base foi, então, comparado com todos os outros cenários simulados durante a primeira etapa do Projeto QAPB e representa o funcionamento do reservatório após a implementação do Artigo 46 das Disposições Transitórias da Constituição do Estado de São Paulo, ou seja, o bombeamento do Rio Pinheiros para o reservatório só ocorria em eventos de cheia.

Para a formação dos demais cenários foi estipulada uma regra operacional de modo a variar as vazões afluentes por Pedreira e efluentes pela Barragem Reguladora Billings-Pedras, representativas da geração de energia. Foram escolhidas quatro vazões características de operação em Pedreira que definem esses cenários: 10 m³/s é o valor da vazão de operação do protótipo; 30 m³/s e 40 m³/s que são as vazões que efetivamente devem ocorrer caso o sistema seja implementado; e 50 m³/s que é capacidade máxima do sistema, se este for implantado.

Para cada vazão característica afluenta por Pedreira (10, 30, 40 e 50 m³/s) foram criados dois cenários, variando-se as cargas afluentes por Pedreira. O primeiro cenário considera que há bombeamento do Rio Pinheiros para a Billings com a finalidade de geração de energia, mas que não existe tratamento desta água, ou seja, considera que o reservatório opera como operava anteriormente do Artigo 46 das Disposições Transitórias da Constituição do Estado de São Paulo, com as vazões características já mencionadas de bombeamento em Pedreira, acrescidas de vazões para geração de energia. O segundo cenário é similar ao primeiro cenário, mas considera o funcionamento do sistema de tratamento, com as reduções de concentração devidas a flotação, caso essa fosse implementada.

A divisão nesses dois cenários para cada vazão característica simulada permite, quando comparados ao cenário-base, que se diferencie a influência, na qualidade da água do reservatório Billings, da simples mudança da regra operativa (primeiro cenário) e do tratamento por flotação realizado nas águas do Rio Pinheiros antes (segundo cenário).

Doravante será utilizada a notação com os índices c e s, que representam, respectivamente, os cenários com flotação e os cenários sem flotação. Por exemplo, o cenário com vazão característica de $50 \text{ m}^3/\text{s}$ e sem flotação, será chamado de Q50s, enquanto o mesmo cenário considerando a flotação será chamado Q50c. A **Figura 109** apresenta um esquema representativo da metodologia utilizada para a formação de cada cenário. A **Tabela 23** apresenta todos os cenários simulados durante a primeira etapa do Projeto QAPB e suas características.

Figura 109 - Esquema representativo da construção dos cenários da primeira etapa do Projeto QAPB.

Durante a segunda etapa do Projeto QAPB, o modelo foi utilizado para simular o comportamento do reservatório sob diferentes padrões de aporte de cargas provenientes das sub-bacias. Para tanto, foram criados dois cenários que serviram de base para comparação com todos os outros cenários e representam o comportamento do reservatório caso o padrão de cargas afluentes pelas sub-bacias fosse o mesmo que o atual.

Para a formação dos demais cenários foram estipulados fatores de redução de cargas afluentes pelas sub-bacias. Foram escolhidos dois fatores de redução de carga que definem os conjuntos de cenários: 20 % e 70 % de redução de carga com relação aos valores de cargas de tempo seco e de tempo chuvoso obtidos do Modelo MQUAL 2.0. Tais fatores de redução foram utilizados para simular o comportamento do reservatório caso as condições de infraestrutura das regiões urbanizadas das sub-bacias no entorno do reservatório sejam melhoradas.

Para todos os cenários simulados durante esta segunda etapa considerou-se que havia uma vazão característica afluente por Pedreira de $50 \text{ m}^3/\text{s}$, exceto em períodos

de controle de cheias e paradas para manutenção do sistema. Tal vazão é representativa da capacidade máxima do sistema de flotação a ser implantado caso o protótipo seja aprovado. Considerou-se ainda, em todos os cenários, que durante o período simulado priorizar-se-ia a geração de energia do reservatório, de modo que este iniciasse e terminasse o período de simulação com a mesma cota de nível d'água.

Para cada um dos fatores de redução de cargas afluentes pelas sub-bacias foram criados dois cenários, variando-se as cargas afluentes por Pedreira. O primeiro cenário considera que há bombeamento do Rio Pinheiros para a Billings com a finalidade de geração de energia, mas que não existe tratamento desta água, ou seja, considera que o reservatório opera como operava anteriormente ao Artigo 46 das Disposições Transitórias da Constituição do Estado de São Paulo, com a vazão característica já mencionada de bombeamento em Pedreira. O segundo cenário é similar ao primeiro cenário, mas considera o funcionamento do sistema de tratamento, com as reduções de concentração devidas a flotação, caso essa fosse implementada.

Da mesma maneira, para o padrão atual de cargas afluentes pelas sub-bacias, também foram criados dois cenários: o cenário Q50c_0% e o Q50s_0%.

A divisão nesses dois cenários para cada fator de redução de cargas das sub-bacias permite que se verifique, através da comparação entre eles, a influência na qualidade da água do reservatório Billings do tratamento por flotação realizado nas águas do Rio Pinheiros antes do bombeamento para o reservatório. A **Tabela 24** apresenta todos os cenários simulados durante a segunda etapa do Projeto QAPB e suas características.

Assim como na segunda etapa, na terceira etapa do Projeto QAPB também foram simulados cenários com redução das cargas afluentes pelas sub-bacias. Porém, como esta terceira etapa foi realizada depois da sanção da Lei Específica da Billings foram utilizados, para as cargas de fósforo total afluente pelas sub-bacias, os valores limites estipulados pela lei.

Para tanto, dois grupos de cenários foram desenvolvidos. Cenários que consideram o tratamento de esgotos nas próprias sub-bacias da Billings, lançando o efluente tratado no reservatório, denominados de cenários de tratamento; e cenários considerando a exportação do esgoto para tratamento em outra sub-bacia, denominados de exportação.

Para algumas sub-bacias, mesmo o tratamento ou a exportação do esgoto não são suficientes para atingir a carga meta, desta maneira, foi considerado que nestas sub-bacias haverá também o tratamento de uma parcela das cargas difusas. O tratamento considerado para as cargas difusas de todas as sub-bacias onde a exportação ou o tratamento dos esgotos não foi suficiente para atingir a carga meta foi através de Wetlands.

Para os cenários com tratamento, primeiramente foram elencadas algumas soluções distintas de tratamento de esgotos juntamente com as respectivas porcentagens de redução obtidas para cada variável.

Para cada uma das sub-bacias foi selecionada a solução mais adequada capaz de remover a carga de fósforo total do esgoto necessária para a adequação à carga meta da lei. Caso o tratamento de 100 % da carga de esgoto pela solução mais eficiente não seja suficiente para atingir a meta, foi considerado que deverá ocorrer um tratamento das cargas difusas em uma Wetland.

Para os dois conjuntos (tratamento e exportação), foram desenvolvidos três cenários. O primeiro cenário, chamado de cenário-base (CB), representa o funcionamento do reservatório caso o bombeamento em Pedreira ocorresse somente em casos de cheias. Foram simulados também dois cenários com vazão característica em Pedreira de $50 \text{ m}^3/\text{s}$, um considerando o tratamento de flotação (Q50c) e outro considerando o bombeamento da água bruta do Rio Pinheiros, sem nenhum tratamento (Q50s). A **Tabela 25** apresenta todos os cenários simulados durante a terceira etapa do Projeto QAPB e suas características.

Tabela 23 - Resumo dos cenários simulados na primeira etapa do Projeto QAPB

Cenário	Características	Pedreira		Sub-bacias
		Vazão característica	Flotação	Redução de carga
CB - 5 anos sem flotação	bombeamento somente em casos de cheia e sem redução de cargas nas sub-bacias	0	não	0%
Q10c	vazão característica de 10 m ³ /s com tratamento em Pedreira e sem redução de cargas nas sub-bacias	10	sim	0%
Q10s	vazão característica de 10 m ³ /s sem tratamento em Pedreira e sem redução de cargas nas sub-bacias	10	não	0%
Q30c	vazão característica de 30 m ³ /s com tratamento em Pedreira e sem redução de cargas nas sub-bacias	30	sim	0%
Q30s	vazão característica de 30 m ³ /s sem tratamento em Pedreira e sem redução de cargas nas sub-bacias	30	não	0%
Q40c	vazão característica de 40 m ³ /s com tratamento em Pedreira e sem redução de cargas nas sub-bacias	40	sim	0%
Q40s	vazão característica de 40 m ³ /s sem tratamento em Pedreira e sem redução de cargas nas sub-bacias	40	não	0%
Q50c	vazão característica de 50 m ³ /s com tratamento em Pedreira e sem redução de cargas nas sub-bacias	50	sim	0%
Q50s	vazão característica de 50 m ³ /s sem tratamento em Pedreira e sem redução de cargas nas sub-bacias	50	não	0%

Tabela 24 - Resumo dos cenários simulados na segunda etapa do Projeto QAPB

Cenário	Características	Pedreira		Sub-bacias
		Vazão característica	Flotação	Redução de carga
Q50c_0%	vazão característica de 50 m ³ /s com tratamento em Pedreira e sem redução de cargas nas sub-bacias	50	sim	0%
Q50s_0%	vazão característica de 50 m ³ /s sem tratamento em Pedreira e sem redução de cargas nas sub-bacias	50	não	0%
Q50c_20%	vazão característica de 50 m ³ /s com tratamento em Pedreira e 20 % de redução de cargas nas sub-bacias	50	sim	20%
Q50s_20%	vazão característica de 50 m ³ /s sem tratamento em Pedreira e 20 % de redução de cargas nas sub-bacias	50	não	20%
Q50c_70%	vazão característica de 50 m ³ /s com tratamento em Pedreira e 70 % de redução de cargas nas sub-bacias	50	sim	70%
Q50s_70%	vazão característica de 50 m ³ /s sem tratamento em Pedreira e 70 % de redução de cargas nas sub-bacias	50	não	70%

Tabela 25 - Resumo dos cenários simulados na terceira etapa do Projeto QAPB

Cenário	Características	Pedreira		Sub-bacias
		Vazão característica	Flotação	Redução de carga
Q50c_exportação	vazão característica de 50 m ³ /s com tratamento em Pedreira e com exportação dos esgotos afluentes pelas sub-bacias e tratamento das cargas difusas de modo que a carga de fósforo total afluente pelas sub-bacias seja aquela estabelecida pela Lei Específica	50	sim	Variável
Q50s_exportação	vazão característica de 50 m ³ /s sem tratamento em Pedreira e com exportação dos esgotos afluentes pelas sub-bacias e tratamento das cargas difusas de modo que a carga de fósforo total afluente pelas sub-bacias seja aquela estabelecida pela Lei Específica	50	não	Variável
CB_exportação	bombeamento em Pedreira somente em casos de cheia e com exportação dos esgotos afluentes pelas sub-bacias e tratamento das cargas difusas de modo que a carga de fósforo total afluente pelas sub-bacias seja aquela estabelecida pela Lei Específica	0	não	Variável
Q50c_tratamento	vazão característica de 50 m ³ /s com tratamento em Pedreira e com tratamento dos esgotos e das cargas difusas afluentes pelas sub-bacias de modo que a carga de fósforo total afluente pelas sub-bacias seja aquela estabelecida pela Lei Específica	50	sim	Variável
Q50s_tratamento	vazão característica de 50 m ³ /s sem tratamento em Pedreira e com tratamento dos esgotos e das cargas difusas afluentes pelas sub-bacias de modo que a carga de fósforo total afluente pelas sub-bacias seja aquela estabelecida pela Lei Específica	50	não	Variável
CB_tratamento	bombeamento em Pedreira somente em casos de cheia e e com tratamento dos esgotos e das cargas difusas afluentes pelas sub-bacias de modo que a carga de fósforo total afluente pelas sub-bacias seja aquela estabelecida pela Lei Específica	0	não	Variável

7 CONCLUSÕES

O estudo permitiu o estabelecimento de conclusões relativas ao desempenho da modelação matemática, nos aspectos hidrodinâmicos e de qualidade, assim como com relação ao comportamento do reservatório Billings, propiciado pela exploração do sistema de flotação. Deve-se registrar inicialmente que a implantação e o teste deste sistema permitiram ainda a coleta e construção de um banco de dados que se prestará ao desenvolvimento futuro de inúmeras pesquisas em diferentes compartimentos da limnologia.

Sob o aspecto da modelação hidrodinâmica, foi observado um bom ajuste da modelação no período de calibração e validação do modelo com os níveis de água observados. O modelo mostrou ser convergente e conservativo. Momentâneas diferenças entre os valores observados e simulados se deram devido à impossibilidade de representar fielmente o balanço hídrico em curtos intervalos.

A baixa representatividade das vazões afluentes (baixa correlação com a precipitação) resultou em uma superestimativa dos valores de concentração no Corpo Central (por exemplo, nos pontos BL102 e B2), principalmente nos períodos de estiagem em 2007, quando as concentrações permanecem elevadas por um considerável período. Além disso, nota-se que o transporte por difusão prevalece com relação ao transporte por advecção, isso se deve às baixas velocidades no interior do reservatório, que são da ordem de 1 cm/s.

Outro problema é o fato de que a discretização horizontal implica em que as vazões e cargas das sub-bacias sejam descarregadas para o reservatório através de apenas uma célula, e não de forma distribuída ao longo de todo o contorno, superestimando as concentrações nas regiões próximas a essas células.

Pode-se dizer que o modelo, de maneira geral, representou de forma bastante razoável as concentrações observadas *in situ* para os aspectos simulados de qualidade da água. Mesmo os valores das concentrações, obtidas através da modelação matemática, que não foram exatamente iguais aos valores observados em campo, estiveram dentro da faixa de variação que ocorre em corpos hídricos localizados de regiões urbanas, ou seja, não houve valores irreais de concentrações resultantes da modelação das variáveis de qualidade.

Pode-se dizer que o modelo, de maneira geral, representou de forma bastante razoável as variações hidrodinâmicas e as concentrações das variáveis simuladas observadas *in situ*, conforme apresentado no **Item 5**.

O modelo vem sendo utilizado com sucesso para simular diferentes cenários, representativos de diferentes regras operativas do reservatório (FCTH, 2009).

Como as simulações que vem sendo realizadas são simulações de longo período (de 2 a 5 anos seqüenciais), para verificar o que aconteceria com o reservatório caso ele começasse a ser operado com diferentes regras, não há tanta importância na representação de picos instantâneos de concentrações, mas sim na tendência geral das variações dessas concentrações. Mesmo durante a calibração, foi possível observar que as concentrações, de maneira geral, apresentaram variações sazonais, representando a realidade da região.

Desta maneira, o modelo pode ser utilizado para simular cenários de alterações tanto nas vazões como nas cargas afluentes ao Reservatório Billings.

Além disto, a utilização do modelo bidimensional horizontal traz um ganho de resolução horizontal, em detrimento da segmentação vertical, e de tempo de processamento computacional, quando comparado com um modelo tridimensional.

Portanto, o modelo desenvolvido pode ser utilizado, com propósitos de planejamento, para simular os processos de eutrofização, mistura e decaimento de nutrientes e de decomposição de matéria orgânica no reservatório Billings, desde que as seguintes ressalvas sejam consideradas:

- O modelo trabalha de forma indireta com os processos atuantes na interface água-sedimento;
- O modelo não trabalha com os processos de mistura e decaimento de substâncias tóxicas, e demais constituintes, além das variáveis simuladas;
- O modelo desconsidera estratificação vertical, e desta maneira, não representa bem períodos em que o reservatório, ou partes deste, estejam estratificados;
- O modelo trabalha com os valores das concentrações de nitrogênio total, não considerando as parcelas do ciclo do nitrogênio, assim os processos de transformação dentro deste ciclo são modelados indiretamente;
- O modelo trabalha com os valores das concentrações de fósforo total, não considerando as parcelas do ciclo do fósforo, assim os processos de transformação dentro deste ciclo são modelados indiretamente;

- A matéria orgânica é modelada através da relação DBO/OD, e não de forma direta, com a utilização de uma medida como COT por exemplo.
- Os processos relacionados à cadeia alimentar são simulados de forma indireta.
- O modelo não simula transporte de sedimentos e as interações entre coluna d'água e sedimento, como sedimentação, por exemplo, foram modelados indiretamente a partir de fatores de decaimento.
- As cargas afluentes pelas sub-bacias não foram diretamente medidas e podem apresentar diversas incertezas.

7.1 Recomendações para Estudos Posteriores

- O modelo utilizado nas simulações foi um bidimensional plano horizontal (2D-H). Entretanto uma nova abordagem no sentido da verificação da influência da estratificação vertical na qualidade da água do reservatório, notadamente no canal central, antigo leito principal do rio Jurubatuba, poderia também ser investigada.
- Outra abordagem a ser adotada, poderia ser uma combinação de um modelo bidimensional horizontal (2D-H) nos braços, onde as profundidades são pequenas, e um modelo bidimensional vertical (2D-V) no canal central, onde as profundidades são maiores, respeitando as características físicas encontradas;
- Os aspectos de re-solubilização e re-suspensão do sedimento de fundo não foram avaliados e poderiam ser incluídos em futuras pesquisas, inclusive com a adoção de um modelo matemático que simule transporte de sedimentos;
- No tocante aos principais aportes e suas magnitudes relativas, localizados e difusos, poderá ser interessante avaliar a alternativa de tratamento dos esgotos nas principais sub-bacias próximas à barragem de Pedreira, responsáveis pelos maiores aportes, nos diferentes cenários, sem flotação e com flotação variando de 10 e 50 m³/s, respectivamente. A consideração desta alternativa poderá, inclusive, vir a ter reflexos na gestão do reservatório.
- Outro aspecto que poderá ser investigado é a variabilidade espacial do regime de precipitações ocorrendo na bacia, em decorrência da proximidade do Planalto

Paulistano das escarpas da Vertente Atlântica e seus efeitos na variabilidade das vazões e cargas veiculadas pelas sub-bacias. Tanto o modelo desenvolvido como a metodologia da SMA (SMA, 2003) não contemplam a variabilidade espacial das precipitações, ou seja, admitem uma única entrada de chuva.

- Utilizar um modelo matemático que possibilite simulações com as diferentes partições do nitrogênio de modo a poder verificar se a amônia atinge os pontos principais do reservatório.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBOTT, M. B. **Computational Hydraulics**. seg. ed. Londres: Pitman Publishing Limited, 1979. 326 p.
- ABBOTT, M. B.; MCCOWAN, A.; WARREN, I. R. Numerical Modeling Of Free-Surface Flows That Are Two-Dimensional In Plan. In: FISCHER, H. B. **Transport Models for Inland and Coastal Waters**. Nova York: Academic Press, 1981. Cap. VII, p. 222-283.
- BANKS, R. B.; HERRERA, F. F. Effect of Wind and Rain on Surface Reaeration. **Journal of Environmental Engineering**, 103, 1977. 489-504.
- BID. **Modelo Matemático para as Bacias do Alto e Médio Tietê, na Região Metropolitana de São Paulo, Brasil**. São Paulo. 2005.
- CANALE, R. P.; VOGEL, A. H. Effects of Temperature on Phytoplankton Growth. **Journal of the Environmental Engineering**, 100, 1974. 231-241.
- CASULLI, V. Semi-Implicit Finite Difference Methods for Two Dimensional Shallow Water Equations. **Journal of Computational Physics**, v. 86, p. 56-74, 1990.
- CASULLI, V.; CATTANI, E. Stability, Accuracy and Efficiency of a Semi-Implicity Method for Three-Dimensional Shallow Water Flow. **Computers & Mathematics with Applications**, 27, n. 4, 1994. 99-112.
- CASULLI, V.; CHENG, R. T. Stability Analysis of Eulerian-Lagrangian Methods for the One-Dimensional Shallow-Water Equations. **Applied Mathematical Modelling**, 14, 1990. 122-131.
- CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 2007**. São Paulo. 2008.
- CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 2008**. São Paulo. 2009.
- CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. Boston: McGraw-Hill, 1997. 844 p.
- CHAPRA, S. C.; RECKHOW, K. H. **Engineering Approaches for Lake Management**. Boston: Butterworths Publishers, 1983. 340 p.

CHENG, R. T.; CASULLI, V.; GARTNER, J. W. Tidal, Residual, Intertidal Mudflat (TRIM) model and its applications to San Francisco Bay, California. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 36, 1993. 235-280.

COLE, G. A. **Text Book of Limnology**. 3rd. ed. Prospect Heights: Waveland Press, Inc, 1983. 401 p.

COLLISCHONN, W.; MARQUES, D. L. M. **Desenvolvimento de um modelo hidrodinâmico de transporte de sedimentos e nutrientes para lagos**. Anais do IX Congresso Brasileiro de Limnologia (ABRH). Juiz de Fora: [s.n.]. 2003.

CPLEA. **Calibração do sistema Relacional de Correlação do Manejo do Território e da Qualidade Ambiental para o Reservatório Billings**. São Paulo. 2004.

DOWNING, A. L.; TRUESDALE, G. A. Some Factors Affecting the Rate of Solution of Oxygen in Water. **Journal of Applied Chemistry**, 5, 1955. 570-581.

EIGER, S. Modelos de Correlação, Uso do Solo e Qualidade das Águas. In: UNICAMP **Políticas Integradas de Gestão Aplicadas a Bacias Hidrográficas**. Campinas: UNICAMP, 1998.

EIGER, S.; PORTO, M. **Water Quality Modeling in Reservoirs: Some Aspects to Consider**. Anais do Congresso Hydrology and Water Management of the Amazon Basin. Manaus: [s.n.]. 1990.

EMAE. Barragens. **EMAE**, 2008. Disponível em: <http://www.emaee.com.br/sistema_hidraulico/barragens.asp>. Acesso em: 2009.

EPPLEY, R. W. Temperature and Phytoplankton Growth in Sea. **Fishery Bulletin**, Washington, 70, 1972. 1063-1085.

FCTH. **Projeto de Avaliação da Qualidade das Águas do Sistema Pinheiros-Billings em Função da Operação do Protótipo da Flotação**. São Paulo: Relatório Final, 2009.

FISHER, H. B. et al. **Mixing in Inland and Coastal Waters**. Nova Iorque: Academic Press Inc, 1979. 483 p.

FRAGOSO, C. R. **Simulações da Dinâmica de Fitoplâncton no Sistema Hidrológico do Taim (RS)**. Porto Alegre: Dissertação de Mestrado - IPH-UFRGS, 2005. 151 p.

FULFORD, J. M. **Computational Technique and Performance of Transient Inundation Model for Rivers - 2 Dimensional (TRIM2D): a Depth-Averaged Two-Dimensional Flow Model**. U.S. Geological Survey. Tacoma, p. 51. 2003.

- GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Constituição do Estado de São Paulo**. [S.l.]. 1989.
- GROSS, E. S.; KOSEFF, J. R.; MONISMITH, S. G. Evaluation of Advective Schemes for Estuarine Salinity Simulations. **Jornal of Hydraulic Engineering**, Janeiro 1999. 32- 46.
- IPH. **Avaliação do Projeto Flotação na Qualidade da Água no Sistema Pinheiros-Billings**. IPH. Porto Alegre. 2008.
- JAMES, A. **An Introduction to Water Quality Modelling**. West Sussex: John Wiley & Sons Ltd, 1993. 311 p.
- JESUS, J. A. O. **Utilização de modelagem matemática 3D na gestão da qualidade da água em mananciais - aplicação no Reservatório Billings**. São Paulo: Tese de Doutorado - FSP-USP, 2006. 142 p.
- JI, Z. G. **Hydrodynamics and Water Quality**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2008. 676 p.
- JØRGENSEN, S. E. **Fundamentals of Ecological Modelling: Developments in Environmental Modelling**. Amsterdam: Elsevier, v. 19, 1994. 628 p.
- JPE/EPAL/TAHAL. **Considerações Gerais sobre a Simulação Matemática de Qualidade de Água em Reservatórios**. JPE/EPAL/TAHAL. São Paulo. 1998.
- LEVEQUE, R. J. **Numerical Methods for Conservation Laws: Lectures in Mathematics**. Zurique: Birkhauser Verlag, 1990. 214 p.
- LUCAS, L. V. **A Numerical Investigation of Coupled Hydrodynamics and Phytoplankton Dynamics in Shallow Estuaries**. California: Tese de Doutorado - Stanford University, 1997.
- MARTINS, J. R. S. **Hidrodinâmica Bidimensional - Estudo em Modelo Matemático**. São Paulo: Dissertação de Mestrado - PHD-USP, 1989. 271 p.
- PMSBC/JICA. **Estudo sobre o Plano Integrado de Melhoria Ambiental na Área de Mananciais da Represa Billings no Município de São Bernardo do Campo**. São Bernardo do Campo. 2007.
- PORTO, M. F. **A Sensibilidade de Modelos de Estratificação Térmica**. São Paulo: Tese de Doutorado - PHD-USP, 1991. 151 p.
- PRIME ENGENHARIA. **Indicação de Áreas de Intervenção e Respektivas Diretrizes e Normas Ambientais e Urbanísticas de Interesse Regional na Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings - Relatório Final**. SMA, S.P. São Paulo. 2005.

- PRIME ENGENHARIA. **Indicação de Áreas de Intervenção e Respectivas Diretrizes e Normas Ambientais e Urbanísticas de Interesse Regional na Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings - Relatório Síntese**. SMA. São Paulo. 2005.
- SMA. **Sistema Relacional de Correlação do Manejo do Território e da Qualidade Ambiental para o Reservatório Billings**. SMA. São Paulo. 2005.
- TUCCI, C. E. M. et al. Simulação da Eutrofização em lagos Rasos: I - Modelo e Precisão Numérica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, p. 23-25, 2007.